

0-

1857

80003 09



Statlig program for
forurensningsovervåking

5

ARKIV
EKSEMPLAR

Rapport 222/86

Oppdragsgiver Statens forurensningstilsyn

Deltakende institusjoner NIVA
A/S Miljøplan

Delrapport 1
Sedimentfeller, bunn-
sedimenter og
bløtbunnfauna

Tiltaksorienterte miljø-undersøkelser i SØRFJORDEN og HARDANGERFJORDEN 1984-1985





Statlig program for forurensningsovervåking

Det statlige programmet omfatter overvåking av forurensningsforholdene i

**luft og nedbør
grunnvann
vassdrag og fjorder
havområder**

Overvåkingen består i langsiktige undersøkelser av de fysiske, kjemiske og biologiske forhold.

Hovedmålsettingen med overvåkingsprogrammet er å dekke myndighetenes behov for informasjon om forurensningsforholdene med sikte på best mulig forvaltning av naturressursene.

Hovedmålet spenner over en rekke delmål der overvåkingen bl.a. skal:

gi informasjon om tilstand og utvikling av forurensningssituasjonen på kort og lang sikt.

registrere virkningen av iverksatte tiltak og danne grunnlag for vurdering av nye forurensningsbegrensende tiltak.

påvise eventuell uheldig utvikling i resipienten på et tidlig tidspunkt.

over tid gi bedre kunnskaper om de enkelte vannforekomsters naturlige forhold.

Sammen med overvåkingen vil det føres kontroll med forurensende utslipp og andre aktiviteter.

For å sikre den praktiske koordineringen av overvåkingen av luft, nedbør, grunnvann, vassdrag, fjorder og havområder og for å få en helhetlig tolkning av måleresultatene er det opprettet et arbeidsutvalg.

Følgende institusjoner deltar i arbeidsutvalget:

**Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk (DVF)
Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt (FHI)
Norges Geologiske Undersøkelser (NGU)
Norsk institutt for luftforskning (NILU)
Norsk institutt for vannforskning (NIVA)
Statens forurensningstilsyn (SFT)**

Overvåkingsprogrammet finansieres i hovedsak over statsbudsjettet. Statens forurensningstilsyn er ansvarlig for gjennomføring av programmet.

Resultater fra de enkelte overvåkingsprosjekter blir publisert i årlige rapporter.

Henvendelser vedrørende programmet kan i tillegg til de aktuelle institutter rettes til Statens forurensningstilsyn, Postboks 8100, Dep. Oslo 1, tlf. 02 - 22 98 10.

NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor
Postboks 333
0314 Oslo 3
Telefon (02) 23 52 80

Sørlandsavdelingen
Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033

Østlandsavdelingen
Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752

Vestlandsavdelingen
Breiviken 2
5035 Bergen - Sandviken
Telefon (05) 25 97 00

Prosjektnr.:	0-8000309
Undernummer:	5
Løpenummer:	1851
Begrenset distribusjon:	

Rapportens tittel: Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sør fjorden og Hardangerfjorden 1984-85. DELRAPPORT 1: Sedimentfeller, bunnsedimenter og bløtbunnsfauna. (Overvåkingsrapport nr. 222/86)	Dato:	12. februar 1986
	Rapportnr.	0-8000309
Forfatter (e): Jens Skei Brage Rygg Kristoffer Næs	Faggruppe:	Marinøkologisk
	Geografisk område:	Hordaland
	Antall sider (inkl. bilag):	62

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT) (Statlig program for forurensningsovervåking)	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
---	----------------------------------

Ekstrakt:

Utvidede undersøkelser i Sør fjorden og Hardangerfjorden i 1984-85 slår fast at forurensningen av Sør fjorden fortsatt er alvorlig, og at store deler av Hardangerfjorden er påvirket av tungmetallutslippene fra Odda. Sedimentfellene bekreftet at det skjer en betydelig sedimentering av tungmetaller også i Hardangerfjorden. Bunnsedimentene i Hardangerfjorden er forurenset av sink og kadmium til Jonaneset, og bly og kvikksølv helt ut til Varaldsøy. Bløtbunnsfaunaen er påvirket av tungmetallbelastningen i Sør fjorden og i noen grad i Hardangerfjorden.

4 emneord, norske:
1. Forurensningsovervåking; 1984-85
2. Sedimentfeller
3. Bunnsedimenter
4. Bløtbunnsfauna

4 emneord, engelske:
1. Pollution Monitoring; 1984-85
2. Sediment traps
3. Bottom sediments
4. Soft bottom fauna

Prosjektleder:

Jens Skei

For administrasjonen:

Tor Bokn

ISBN 82-577-1060-1



Statlig program for forurensningsovervåking

0-8000309

TILTAKSORIENTERTE MILJØUNDERSØKELSER I SØRFJORDEN OG HARDANGERFJORDEN

1984-1985

DELRAPPORT 1. SEDIMENTFELLER, BUNNSEDIMENTER OG BLØTBUNNSFAUNA.

Oslo, den 12. februar 1986

Prosjektleder : J. Skei

Medarbeidere : K. Næs

B. Rygg

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side
FORORD	2
SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	3
1. INNLEDNING	5
2. MÅLSETTING	6
3. MATERIALE OG METODER	7
3.1 Sedimentfeller	7
3.2 Bunnsedimenter	7
3.3 Bløtbunnfauna	7
4. RESULTATER OG DISKUSJON	11
4.1 Sedimentfellemålinger	11
4.1.1 Tilførsler av partikulært materiale	11
4.1.2 Sedimentering av tungmetaller	17
4.1.3 Sammenligning med resultater fra under- søkelsen av bunnsedimenter	19
4.2 Bunnsedimenter	20
4.2.1 Visuell beskrivelse av sedimentene	20
4.2.2 Kornstørrelsens betydning for metallinnholdet	22
4.2.3 Sedimentenes tungmetallinnhold	24
4.2.4 Sedimentenes PAH-innhold	35
4.3 Bløtbunnfauna	36
4.3.1 Artssammensetning	37
4.3.2 Likhet i faunaen fra stasjon til stasjon	41
4.3.3 Artsmangfold	46
4.3.4 Samlet vurdering av faunaen	49
4.3.5 Påvirkende faktorer	50
5. LITTERATURHENVISNINGER	54
6. VEDLEGG	57-63

F O R O R D

På et møte mellom Statens forurensningstilsyn (SFT) og industrien i Odda 3. april 1984 ble det besluttet å be Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og A/S Miljøplan om å utrede og budsjettere en deling av de enkelte oppgavene i forbindelse med overvåkingen av Sørfjorden og Hardangerfjorden. Samarbeidsprosjektet skulle bygge på NIVAs og Miljøplans opprinnelige programforslag, med NIVA som prosjektkoordinator. I et møte mellom NIVA og Miljøplan 3. mai 1984 ble arbeidsdelingen diskutert. I grove trekk gikk arbeidsdelingen ut på at Miljøplan skulle utføre feltarbeidet og skrive en datarapport, mens NIVA skulle bearbeide resultatene og skrive rapport til oppdragsgiverne. Ved A/S Miljøplan har følgende forskere deltatt i prosjektet:

Jon Rytter Hasle, Per Erik Iversen og Frode Olsgard.

Ved NIVA har følgende forskere vært involvert:

Tor Bokn, Lars Kirkerud, Jon Knutzen, Kristoffer Næs og Brage Rygg.

Jens Skei har vært prosjektleder.

Oslo, den 12. februar 1986

Jens Skei
Prosjektleder

SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

Delundersøkelsen, som omfatter sedimentfeller, bunnsedimenter og bløt-bunnsfauna, hadde som mål å kartlegge i hvor stort område det sedimenterer tungmetaller og PAH, og om forurensningen av bunnen influerer på bløtbunnsfaunaen.

Resultatene kan sammenfattes på følgende måte:

1. Målinger ved hjelp av sedimentfeller viser at partikler med høyt metallinnhold delvis transporteres ut av Sørfjorden og sedimenterer i Hardangerfjorden. Dette er i samsvar med analysene av bunnsedimentene.
2. Analyse av tungmetaller på 22 sedimentstasjoner i Sørfjorden-Hardangerfjorden viser at kadmium og sink opptrer i forhøyede konsentrasjoner ut til Jonaneset (~ 80 km fra Odda). Bly og kvikksølv forurenses bunnen helt ut til Varaldsøy (~ 100 km fra Odda). Kopperforurensningen av bunnsedimentene begrenser seg til Sørfjorden.
3. PAH-forurensningen av bunnen er stort sett begrenset til Sørfjorden, bortsett fra lokalt nær Ålvik, hvor kilden trolig er Bjølvefossen Smelteverk.
4. Den vertikale fordelingen av tungmetaller i sedimentene viser gjennomgående en økning mot overflaten. Dette innebærer at belastningen på bunnen har økt de senere år. Dette er sannsynligvis i samsvar med størrelsen av jarositt-utslippet, som igjen er avhengig av sinkproduksjonen.
5. Bunnfaunaens artssammensetning var preget av forurensnings-tolerante arter innerst i Sørfjorden. Her var også artsmangfoldet lavest. I de øvrige deler av fjordområdene var artsmangfoldet høyere, men ikke så høyt som det normale i lite forurensnings-påvirkete fjorder.

Dette gir grunnlag for følgende konklusjoner:

- Mistanken i begynnelsen av 70-årene om at også Hardangerfjorden med sidearmer kunne være påvirket av forurensninger fra industrien

- i Odda er dokumentert.
- Analyser av sedimenterende partikler fanget opp i sedimentfeller både i Sørfjorden og i Hardangerfjorden viste at det i 1984-85 foregikk en aktiv sedimentering av sink, bly og kadmium langt over det som er normalt. Dette kan være både jarositt-partikler og metaller utfelt i vannmassen (adsorpsjon til leire og plankton).
 - Undersøkelsen av bunnsedimentene indikerer klart at store deler av bunnområdene i Hardangerfjorden er forurenset. Det bør spesielt bemerkes at kvikksølvinnholdet er betydelig i et stort område, og at dette gir grunn til bekymring på grunn av kvikksølvets evne til å omdannes til biologisk tilgjengelige forbindelser (metylering).
 - Ved eliminering av jarositt-utslippet til sjø i 1986 må man forvente en betydelig redusert belastning på bunnsedimentene, både i Sørfjorden og i Hardangerfjorden.
 - Bunnfaunaundersøkelsen viste at tungmetallene i sedimentene har ført til nedsatt artsmangfold. Ved redusert sedimentering av tungmetaller må man vente en økning i artsmangfoldet.

1. INNLEDNING

Alvoret i forurensingen av Sjørfjorden ble først slått fast i begynnelsen av 70-årene, da Miljøvernkomiteen i Odda la fram sine rapporter for en 3-årsundersøkelse. Det ble da konstatert at Sjørfjorden i sin fulle lengde var betydelig forurenset av tungmetaller både i vann, organismer og bunnsedimenter. I Miljøvernkomiteens konklusjoner og anbefalinger het det at man ikke kunne se bort fra at Hardangerfjorden også var påvirket av forurensninger fra Odda og anbefalte at undersøkelsesområdet skulle utvides til også å omfatte Hardangerfjorden. Dette ble først realisert 10 år etter at Miljøvernkomiteens arbeid var avsluttet. I mellomperioden er det fremskaffet ytterligere dokumentasjon om forurensningstilstanden i selve Sjørfjorden, i regi av Statlig program for forurensningsovervåking (Skei, 1979, Næs & Rygg, 1982, Knutzen, 1983). Likeså er det påvist at diffuse kilder for tungmetallforurensning i Eitrheimsvågen er av så stor betydning at dette kan ha betydning for vannkvaliteten i Hardangerfjorden (Skei, 1985).

På bakgrunn av dette ble undersøkelsen av Hardangerfjorden (og Sjørfjorden) igangsatt i 1984, delvis for å beskrive tilstanden, men også som et situasjonsbilde før de planlagte utslippsendringer iverksettes fra 1986. De kommende to år vil bli merkeår i Sjørfjordens forurensningshistorie. Siden 1968 har Norzink brukt Sjørfjorden som resipient for jarositt. I 1986 vil jarosittavfallet bli deponert i fjellhaller, noe som vil føre til en betydelig avlastning på Sjørfjorden med hensyn til tungmetaller. Videre er nå en spunsvegg under bygging i Eitrheimsvågen som har til hensikt å avskjerme tungmetallekkasjen fra gamle deponier. I 1986-87 vil også ilmenittverket starte sin produksjon i Tyssedal og et nytt utslipp av partikulært materiale vil bli etablert. Hva dette bidraget vil bety i det totale forurensningsbilde i Sjørfjorden er vanskelig å forutsi, men vil trolig være beskjedent.

Denne delrapporten om sedimentfeller, bunnsedimenter og bløtbunnfauna er den første i en serie på tre.

2. MÅLSETTING

I NIVA's reviderte forslag til arbeidsprogram av 30. mars 1984 ble følgende hovedformål skissert:

Hovedformålet med undersøkelsen under Statlig program for forurensingsovervåking bør være:

- å kartlegge og avgrense området av Hardangerfjorden med sidearmer som er influert av forurensende utslipp fra industrien i Odda.

I tillegg skal undersøkelsen gi opplysninger om

- utviklingen av forurensningen over tid, spesielt med tanke på en eventuell reduksjon eller økning i forurensningsbelastningen.
- i hvilken grad dagens utslipp har giftvirkninger på marine organismer.
- det er andre kilder enn direkte utslipp fra Norzink som har betydning for tungmetallforurensningen i Sjørfjorden (sigevann fra landdeponier, overflatevann fra Eitrheimsneset, utluting fra bunnsedimenter i Eitrheimsvågen etc.)

Sedimentfeller, bunnsedimenter og bløtbunnsfauna ble tatt i bruk for å gi svar på følgende spørsmål:

- (i) Hvor langt fra Odda kan forurensningen av tungmetaller spores med sikkerhet i sedimentene?
- (ii) Hvor store forskjeller er det i sedimentering av tungmetaller i Sjørfjorden og Hardangerfjorden?
- (iii) Hvilken virkning har sedimentforurensningen på bløtbunnsfaunaen?

Videre er det et mål å foreta beregninger forurensningsbudsjett som viser sammenhengen mellom de mengder av tungmetaller som slippes ut fra industrien og de mengder som sedimenterer i fjordsystemet. Dette kan også bidra til å fastslå de ulike kilders relative betydning (direkte utslipp, diffuse tilførsler etc.).

3. MATERIALE OG METODER

3.1 Sedimentfeller

Sedimentfeller bestående av parvise, sylindriske rør (diameter: 5,5 cm, høyde: 54 cm) med avskrubbare beholdere i bunnen ble plassert ved Bjotveit (Eidfjorden), Tjoflot (Utnefjorden), Ernes (Sørfjorden) og Kvalnes (Sørfjorden) 11. september 1984 (Fig. 3.1). Hver rigg hadde feller på 25, 100 og 250 m dyp. Etter kort tid forsvant riggene ved Bjotveit og Ernes, sannsynligvis som følge av påkjørsel av fartøy på grunn av defekte lysanordninger (fabrikasjonsfeil). Resultatene begrenser seg derfor til riggene ved Tjoflot og Kvalnes. Fellene ble tømt 6 ganger i perioden 11. september 1984 - 4. september 1985. Den ene av fellene i hvert dyp ble tilsatt kloroform ved utsetting for å hindre biologisk aktivitet inne i fella (ved feiltagelser under feltarbeid ble dette ikke gjort riktig til enhver tid).

Fellematerialet ble frosset og ved opparbeidelse av prøvene ble materialet tint, sentrifugert, frysetørket og veid. Deretter ble materialet oppsluttet i konsentrert salpetersyre og analysert ved atomabsorpsjon for tungmetaller (sink, bly, kadmium og kobber).

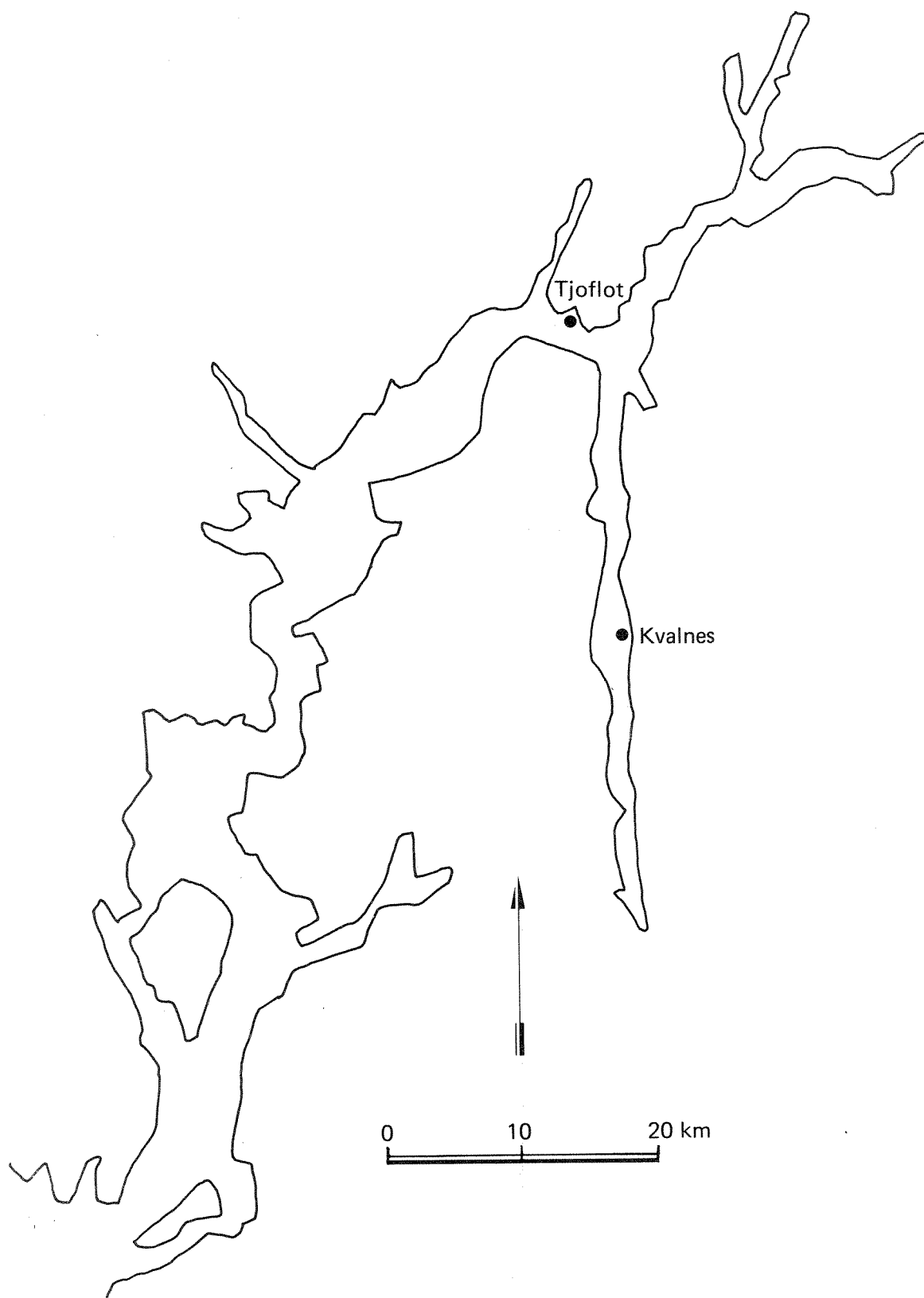
3.2 Bunnsedimenter

Sedimentprøver ble tatt med kjerneprøvetaker 22-27 april 1985 på 22 stasjoner (Fig. 3.2). Kjernene ble snittet i 2 cm sjikt (ned til 8 cm). Prøver for PAH-analyser ble utelukkende tatt fra de øvre 0-2 cm. Prøvene ble frysetørket og oppsluttet med konsentrert salpetersyre for metallanalyser (kadmium, bly, kobber, sink, kvikksølv og mangan) og analysert ved atomabsorpsjon (flamme og grafitt). PAH-analysene ble utført ved gaskromatografi.

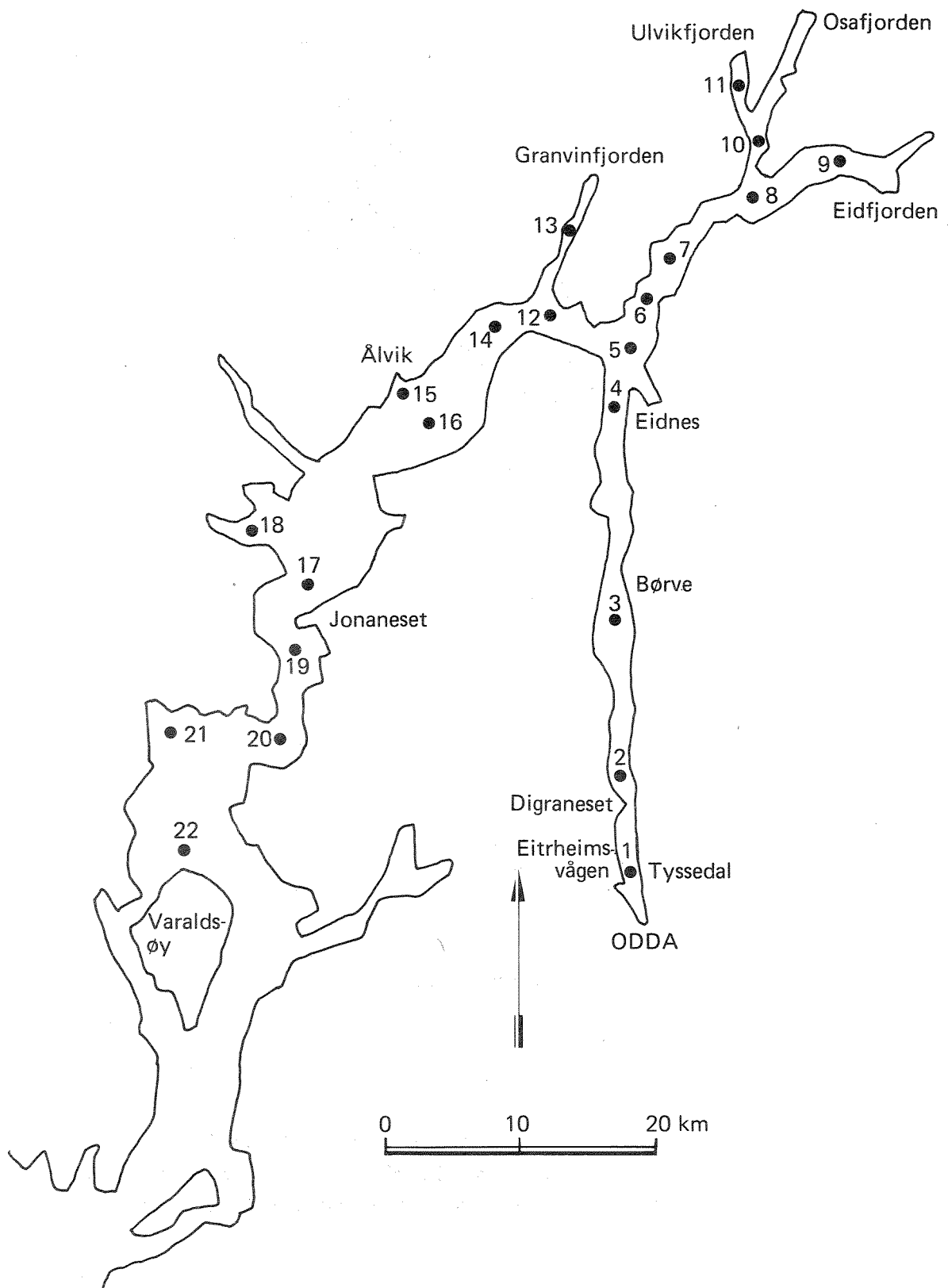
3.3 Bløtbunnfauna

Prøver fra bløtbunnfauna ble innsamlet på 9 stasjoner (Fig. 3.3) samtidig med bunnsedimentprøvene ved hjelp av 0,1 m² van Veen grabb. Fem grabbskudd ble tatt på hver stasjon og prøvene ble vasket gjennom sikter på 1 og 5 mm. Prøvene ble fiksert i nøytralisert formalin. Identifisering og telling av dyra ble senere gjort i laboratoriet. På grunnlag av artslistene og de enkelte arters individantall på hver av stasjonene, ble forskjellige statistiske parametre beregnet og resultatene vurdert for å gi en klassifisering av forurensningsgraden.

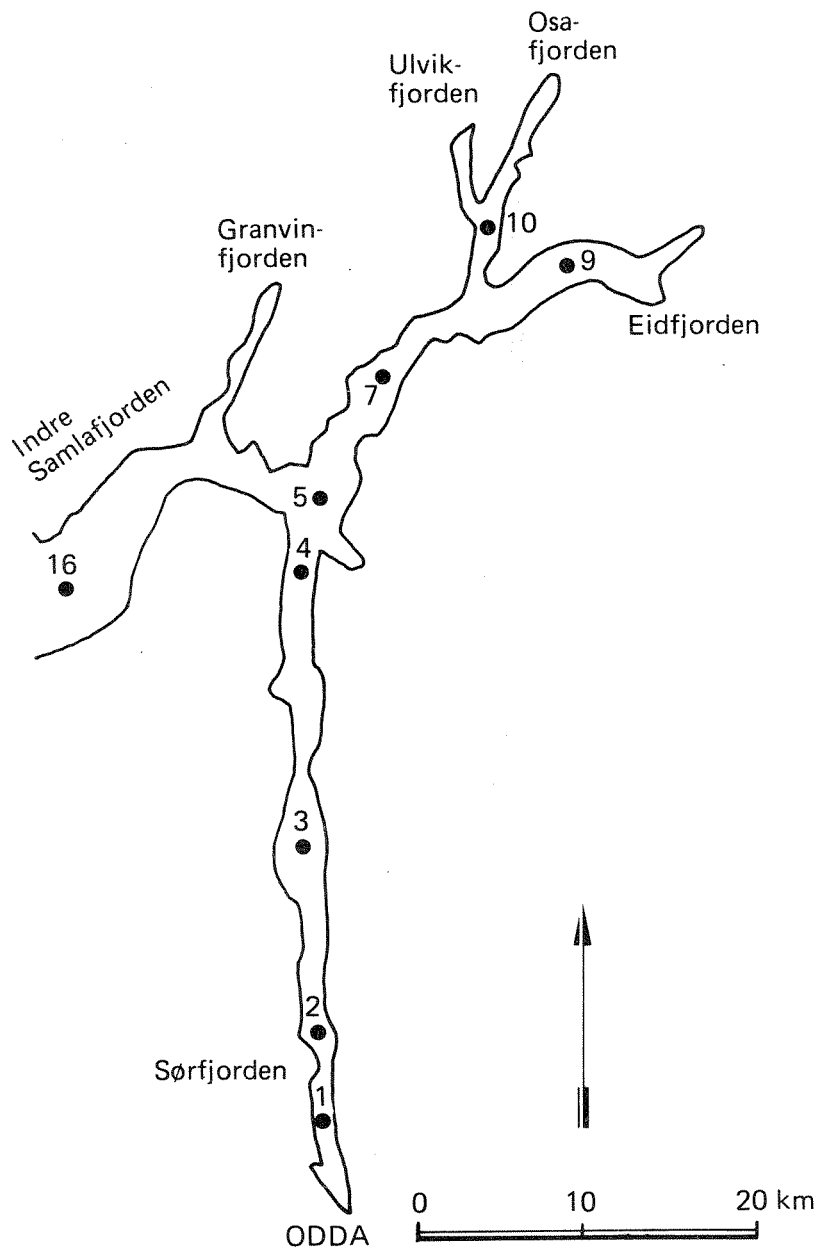
Det vises forøvrig til Miljøplans datarapport for beskrivelse av feltarbeid og metoder (Miljøplan, 1986).



Figur 3.1 Sedimentfellenes plassering



FIGUR 3.2. Bunn sedimentstasjonenes plassering.



Figur 3.3 Bløtbunnfaunastasjoner ble lagt til Sør fjorden, Eidfjorden, Osa fjorden og indre Samlafjorden. Stasjonene er identiske med sedimentstasjonene med samme nummer (Fig. 3.2).

4. RESULTATER OG DISKUSJON

Det er en klar forbindelse mellom sammensetningen av materiale som fanges opp av sedimentfeller, sammensetningen av bunnsedimentene og påvirkningen på bunnfaunaen. Derfor er disse delelementene i undersøkelsen valgt å rapporteres under ett. Sedimentfellene gjenspeiler dagens sedimentering av forurensningsstoffer, med en oppløselighet på måneder. Sesongvariasjoner kan derfor avleses. Bunnsedimentene gjenspeiler et lengre tidsaspekt av forurensningshistorien og gir et integrert bilde av situasjonen. Bunnfaunaens sammensetning er en respons på det som sedimenterer i dag og som har sedimentert de siste årene.

4.1 Sedimentfellemålinger

Resultatene fra sedimentfellemålingene viser at tungmetallanrikede partikler transporteres ut i Hardangerfjorden. Ved Tjoflot var bly- og kadmiumkonsentrasjonene i det partikulære materialet henholdsvis 20 og 50 ganger "normalt". Den naturlige sedimenteringen i Sørfjorden er moderat.

Følgende innsamlinger er gjort:

Tabell 4.1.1 Prøvetakingsfrekvens for sedimentfeller

<u>Periode</u>	<u>Lokalisert</u>	<u>Tidspunkt</u>
1	Kvalnes, Tjoflot	11. sept. - 14. nov. 1984
2	" "	14. nov. - 16. jan. "
3	" "	16. jan. - 12. mars 1985
4	" "	12. mars - 27. april "
5	Kvalnes	27. april - 15. juli "
	Tjoflot	27. april - 22. aug. "
6	Kvalnes	15. juli - 4. sept. "

4.1.1 Tilførsel av partikulært materiale

Det partikulære materiale består av organisk og uorganisk materiale

fra avrenning fra land og produksjon i vannmassene, og i Sørfjorden også av forurensningstilførsler fra industrien.

Mengden av totalt partikulært materiale (TPM) varierte fra periode til periode med laveste verdi på $250 \text{ mg/m}^2/\text{d}$ i 25 m dyp i januar-mars ved Kvalnes og høyeste verdi på $2000 \text{ mg/m}^2/\text{d}$ samme sted i april-juli (Fig. 4.1.1 og 4.1.2 og appendikstabell A4.1.1). Generelt var det relativt lave verdier i vintermånedene, noe som henger sammen med liten avrenning fra land og lav primærproduksjon. Tidsvariasjonene var mest markerte i overflatelaget (0-25 m) som skyldes at denne vannmassen er mest påvirket av variasjoner i tilførsel fra land og i planktonproduksjonen.

Det var relativt liten forskjell i gjennomsnitt TPM over undersøkelsesperioden mellom Kvalnes og Tjoflot (Fig. 4.1.3 og tabell 4.1.2).

Tabell 4.1.2. Gjennomsnittlig mengde totalt partikulært materiale (TPM) i undersøkelsesperioden.

<u>Dyp</u>	<u>Kvalnes</u>	<u>Tjoflot</u>
25 m ($\text{mg/m}^2/\text{d}$)	1110	806
100 m ($\text{mg/m}^2/\text{d}$)	703	863
250 m ($\text{mg/m}^2/\text{d}$)	829	863
Gj.sn. for alle dyp ($\text{g/m}^2/\text{år}$)	308	321

For Kvalnes var mengde TPM høyest i fella i 25 m dyp og lavere i 100 og 250 m. Det betyr at en del av materialet i 0-25 m vannlag ikke sedimenterer, men transporteres ut av Sørfjorden eller brytes ned i vannmassen (organisk materiale). En økning i TPM-mengde fra 100 til 250 m kan bety tilførsler på grunn av resuspensjon eller at det er en horisontal tilførsel av materiale i vannmassene mellom 100 og 250 m dyp. Dette kan blant annet være materiale fra dyputslipp av jarositt (jfr. kap. 4.2 og Næs & Rygg 1982).

Ved Tjoflot var situasjonen noe annerledes, idet TPM mengden var noe høyere i 100 og 250 m dyp sammenlignet med 25 m. Dette kan skyldes resuspensjon.

Sammenligning med andre norske områder viser at en tilførsel på 300 g/m²/år er en moderat mengde partikulært materiale (tabell 4.1.3).

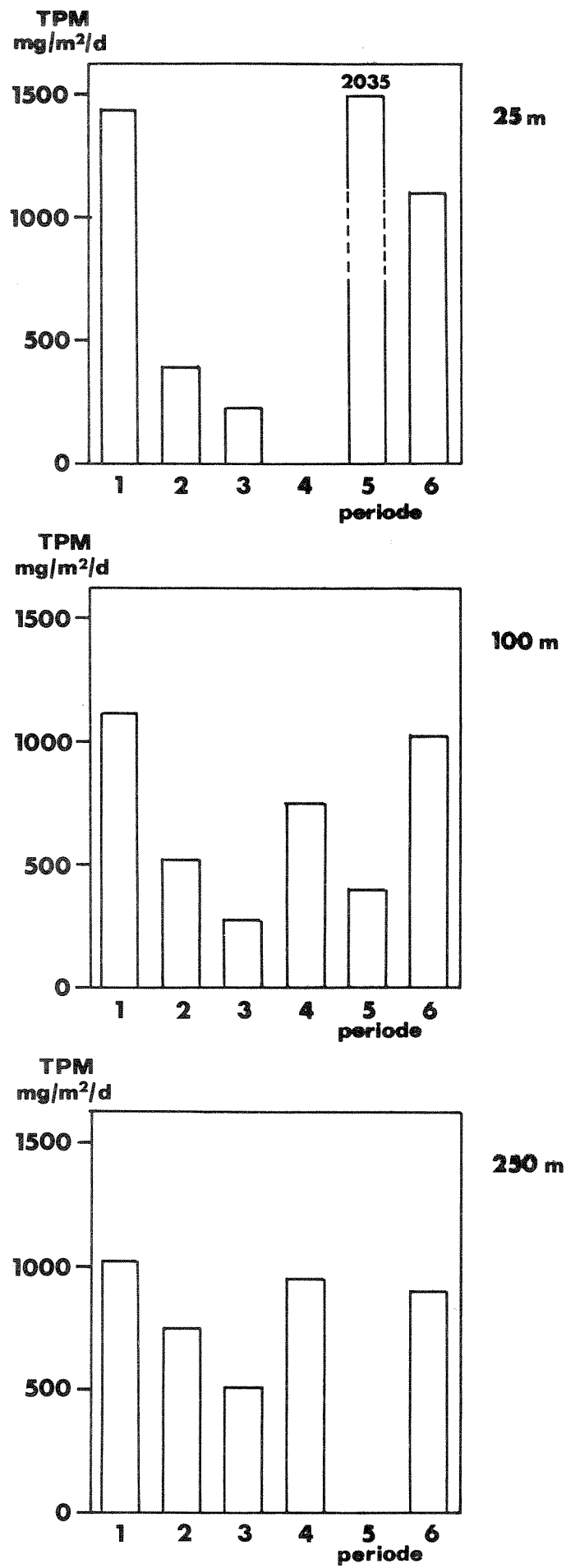
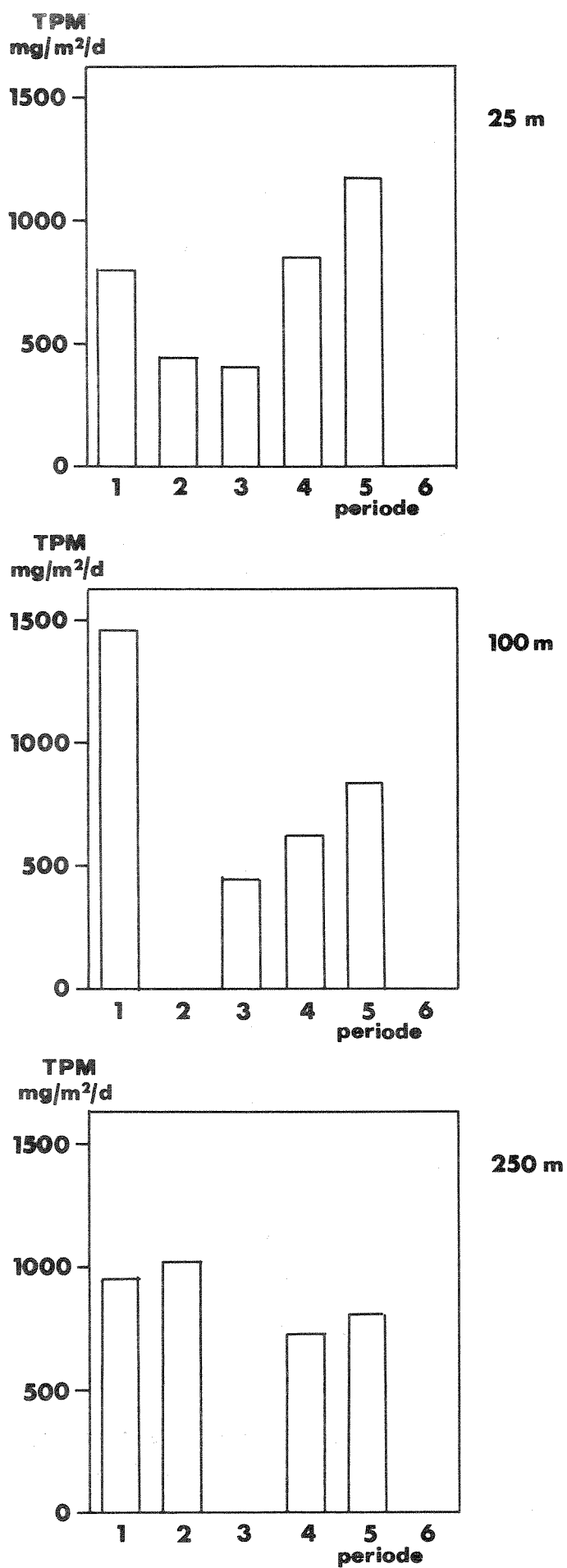
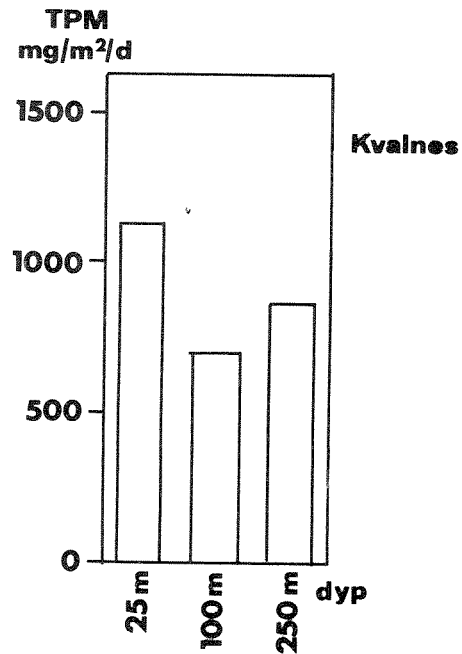
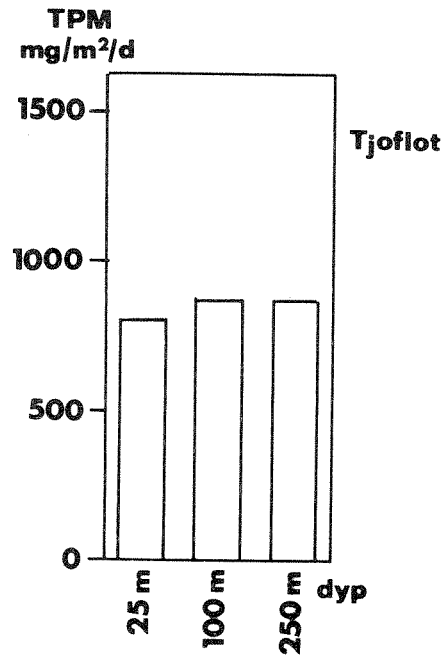


Fig. 4.1.1 Tidsvariasjon i sedimentering av totalt partikulært materiale (TPM) ved Kvalnes (se kap. 4.1 for datering av perioden).



Figur 4.1.2 Tidsvariasjon i sedimentering av totalt partikulært materiale (TPM) ved Tjoflot (se kap. 4.1 for datering av perioden).



Figur 4.1.3 Gjennomsnittlig sedimentering (6 innsamlingsperioder, se kap. 4.1 for datering) av totalt partikulært materiale ved Tjoflot og Kvalnes.

Tabell 4.1.3. Sedimentering av totalt partikulært materiale (TPM, g/m² / år) i Sør fjorden sammenlignet med andre områder.

<u>Lokalitet</u>	<u>TPM</u>	<u>Ref.</u>
Fanafjorden (Bergen)	885 (90 m dyp)	Wassmann 1981
Lindåspollene (Bergen)	538 (20 m dyp)	Wassmann 1983
Lindåspollene (Bergen)	147 (85 m dyp)	Wassmann 1983
Framvaren	70 (160 m dyp)	Skei, upubl.
Sør fjorden, Kvalnes	315 (250 m dyp)	Denne undersøkelsen

4.1.2 Sedimentering av tungmetaller

 Analyse av tungmetallinnholdet i det partikulære materiale (TPM) vil gi informasjon om metallbelastning på fjorden.

Analysene viste høye konsentrasjoner av spesielt sink, bly og kadmium, i mindre grad kobber, både ved Kvalnes og ved Tjoflot (Tabell 4.1.4).

Tabell 4.1.4 Gjennomsnittlige metallkonsentrasjoner i det partikulære materiale (TPM, µg/g tørt materiale) i undersøkelsesperioden.

	<u>Kvalnes</u>			<u>Tjoflot</u>		
Dyp (m)	25	100	250	25	100	250
Sink	2550	3060	2510	1300	1370	1000
Bly	680	1490	2290	530	570	540
Kobber	94	157	177	115	76	122
Kadmium	10	6,9	5,9	5,0	3,5	2,2

For bedre å indikere belastning av metaller kan overkonsentrasjoner brukes, det vil si hvor mange ganger observert konsentrasjon er høyere enn "normalt" (Tabell 4.1.5). Som normalt er det brukt: sink 150 µg/g, bly 30 µg/g, kobber 30 µg/g, kadmium 0,1 µg/g (Næs, 1983, 1985, Skei, 1975).

Tabell 4.1.5 Omtrentlige overkonsentrasjoner (observert verdi dividert med bakgrunnsnivå, se tekst) av metaller ved Kvalnes og Tjoflot.

	<u>Kvalnes</u>			<u>Tjoflot</u>		
	25	100	250	25	100	250
Dyp (m)	25	100	250	25	100	250
Sink	17	20	17	9	9	7
Bly	23	50	75	18	19	18
Kobber	3	5	6	4	3	5
Kadmium	100	70	60	50	35	22

Selv ute ved Tjoflot, som er vannmassene i selve Hardangerfjorden, er det partikulære materiale ca. 20 ganger anrikt av bly og ca. 50 for kadmium. Dette viser at forurenset materiale transporteres ut i Hardangerfjorden.

Den vertikale fordelingen er interessant å merke seg. Ved Kvalnes var det økende konsentrasjoner av spesielt bly og også kobber med økende dybde. Ifølge Norzink er bortimot 100 % av blymengden og hoveddelen av kobbermengden knyttet til jarositten. Utslipp av jarositt foregår som et dyputslipp (ca. 30 m) og brer seg som en sky utover fjorden (Skei, 1981). Den vertikale fordelingen skyldes derfor sannsynligvis horisontal spredning av jarosittutslippet.

For sink var det små forskjeller i konsentrasjon med dypet. Dette er i samsvar med at sink tilføres både til overflatevann (f.eks. ved utlekking fra sedimentene i Eitrheimsvågen) og til dypvann.

Kadmiumkonsentrasjonen var høyest i overflaten. Dette er i samsvar med at kadmium i hovedsak tilføres overflatelaget. Høye konsentrasjoner (50 ganger normalt) ved Tjoflot er også i samsvar med høye konsentrasjoner i blåskjell langt ute i fjorden (Julshamn et al. 1985).

Ved Tjoflot var det generelt liten forskjell i konsentrasjon mellom de forskjellige dypene, unntatt for kadmium. Dette skyldes sannsynligvis at man her er ute i en annen vannmasse.

4.1.3 Sammenligning med resultater fra undersøkelsen av bunnsedimenter

Mengde sedimentert materiale til bunnsedimentene er bestemt tidligere ved hjelp av bly-210 dateringer til en tilvekst på 2 mm pr. år ved Kvalnes (Skei, 1981). Ved et antatt vanninnhold i sedimentene på 70 % og en egenvekt av tørt materiale på $2,2 \text{ g/cm}^3$, gir det en sedimentasjon på $720 \text{ g/m}^2/\text{år}$. Dette er vel to ganger mer enn det som ble bestemt ut fra sedimentfellemålingene. Imidlertid, på grunn av de bratte sidene og store dyp i fjorden, vil undersjøiske ras (turbidity currents) være sannsynlig. Disse tilførselene vil i liten grad bli fanget opp av fella i 250 m dyp. Høltedahl (1975) mener ca. 50 % av tilførselene til sedimentene i de dype partiene av Hardangerfjorden skyldes slike ras. Det er sannsynlig at materialet i disse undersjøiske rasene i stor grad er uforurensete sedimenter, siden mengde sedimentert etter at forurensete utslipp startet er liten sammenlignet med de totale tilførselene i "geologisk" skala.

Hvis vi antar at forskjellen i sedimentert materiale mellom beregninger basert på sedimentfeller og på bly-210 dateringer skyldes undersjøiske ras og at dette medfører en fortykning av metallverdiene (i stor grad uforurenset sediment), vil konsentrasjonene observert i materialet fra sedimentfella i 250 m dyp ved Kvalnes bli:

Sink: $1000 \text{ } \mu\text{g/g}$, Pb: $900 \text{ } \mu\text{g/g}$, Cu: $70 \text{ } \mu\text{g/g}$, Cd: $2 \text{ } \mu\text{g/g}$.

Sedimentfellestasjonen ved Kvalnes ligger mellom bunnsedimentstasjon 2 og 3 (Fig. 3.2). Hvis vi interpolerer verdiene mellom disse stasjonene vil konsentrasjonene i bunnsedimentene ved Kvalnes være:

Sink: $850 \text{ } \mu\text{g/g}$, bly: $850 \text{ } \mu\text{g/g}$, kobber: $100 \text{ } \mu\text{g/g}$, kadmium: $1,6 \text{ } \mu\text{g/g}$.

Dette stemmer godt overens med verdiene beregnet ut fra sedimentfelledata og tyder på god samstemmighet mellom sedimentfelledata og resultatene fra undersøkelsene av bunnsedimentene. Sedimentfellemålinger kan derfor brukes til å korttidsbeskrive sedimenteringen av tungmetaller i Sør-fjorden på en tilfredsstillende måte.

Hvis antagelsen om undersjøiske ras av relativt uforurenset materiale er korrekt, betyr det at organismer som lever i de øvre vannlag er utsatt for en metallbelastning som er ca. to ganger større enn de som målinger i bunnsedimentene skulle tilsi.

4.2 Bunnsedimenter

Prøvetakingslokalitetene i Sjørfjorden og Hardangerfjorden med sidearmer er vist på Fig. 3.2. Tilsammen 22 stasjoner, hvorav 4 i Sjørfjorden, 4 i Eidfjorden, 1 i Osafjorden, 1 i Ulvikfjorden, 1 i Granvinfjorden og resten i Hardangerfjorden, ble tatt. Den ytterste stasjonen i Hardangerfjorden (22) ble plassert ute ved Varaldsøy.

Tidligere sedimentdata er hovedsakelig fra Sjørfjorden, med unntak av en stasjon i Granvinfjorden (1981) (Næs og Rygg, 1982) og et par stasjoner i i Eidfjord og Granvinfjorden (1972) (Skei, 1975). En større sedimentundersøkelse i kvartærgeologisk sammenheng ble utført i 1950 årene (Holtedahl, 1975), men uten kjemiske data.

4.2.1 Visuell beskrivelse av sedimentene

Sedimentene i Sjørfjorden og Hardangerfjorden er generelt svært finkornige, med en karakteristisk brun overflate som skyldes naturlig utfelling av mangan.

En beskrivelse av sedimentkjernene er gitt i Tabell 4.2.1. Bortsett fra stasjon 20, som ligger i et innsnevret område av Hardangerfjorden, hvor det også er en terskel, samt stasjon 8, i samløpet mellom Eidfjord og Osafjorden, er sedimentene i undersøkelsesområdet leirige. Sedimentene på stasjonene 20 og 8 var til dels grove, som følge av betydelig erosjon. Dette er også i samsvar med tidligere undersøkelser i Hardangerfjorden (Holtedahl, 1975). Ifølge Holtedahl blir sedimentene i Hardangerfjorden grovere jo nærmere Sjørfjorden/ Eidfjorden man kommer, fordi det er her de største sedimenttilførslene er. Generelt øker innholdet av finpartikulært materiale med dybden. Imidlertid er sedimentene langs dypålen ofte influert av turbiditter, slik at kornstørrelsen kan variere nokså mye (Holtedahl, 1975).

Det er ellers å bemerke at sedimentene i Hardangerfjorden har et utpreget brunt overflatelag som øker i tykkelse med økende bunn-dyp. På den dypeste stasjonen (16, 850 m) ble det brune laget målt til 8 cm. Denne brunfargen skyldes utfelte manganoksyder (for nærmere omtale, se 4.2.3).

Tabell 4.2.1 Beskrivelse av sedimentkjernene (etter Miljøplan, 1986).

Stasjon	Dato	Dyp (m)	Karakterisering/sedimentkjerne
1. Sørffjorden	26.04	118	Grønngul, bløt, leire
2. Sørffjorden	26.04	302	Gulbrun fastere leire
3. Sørffjorden	26.04	386	Brun 0-6 cm, leire
4. Sørffjorden	27.04	302	Brun 0-6 cm, grå, leire
5. Utneffjorden	23.04	710	Brun 0-6 cm, grå, leire
6. Eidffjorden	24.04	618	Brun 0-6 cm, leire
7. Eidffjorden	24.04	517	Brun 0-6 cm, leire
8. Eidffjorden	25.04	433	Fast fra 4 cm, noe sandig leire
9. Eidffjorden	25.04	395	Brun 0-6 cm, leire
10. Osaffjorden	25.04	297	Brun 0-6 cm, leire
11. Ulvikffjorden	25.04	96	Brun 0-6 cm, leire
12. Utneffjorden	24.04	764	Brun 0-6 cm, grå, leire
13. Granvinffjorden	24.04	156	Brun 0-6 cm, gråsvart H ₂ S lukt v/20 cm
14. Samlafjorden	23.04	803	Brunsvart, løs 0-6 cm, leire
15. Samlafjorden	23.04	87	Gråbrun 0-4 cm, leire
16. Samlafjorden	23.04	850	Brun 0-6 cm, grå, leire
17. Samlafjorden	22.04	737	Brun 0-6 cm, leire
18. Samlafjorden	22.04	176	Brun 0-6 cm, leire
19. Samlafjorden	22.04	750	Brun 0-6 cm, leire
20. Hissffjorden	22.04	570	Brun 0-6 cm, grus 6-8, leire
21. Hissffjorden	22.04	653	Brun 0-6 cm, leire
22. Hissffjorden	22.04	675	Brun 0-6 cm, leire

4.2.2 Kornstørrelsens betydning for metallinnholdet

Det er ingen signifikant forskjell mellom metallinnholdet i en ufraksjonert sedimentprøve og en prøve siktet gjennom 63 μm sikt. Det skyldes at sedimentene i undersøkelsesområdet hovedsakelig er finere enn sand (63 μm).

Det ble visuelt konstatert at sedimentene er svært finkornige, med et betydelig innslag av leire (se tabell 4.2.1). Kornfordelingsanalyser utført ved en tidligere undersøkelse bekrefter dette (Holtedahl, 1975). Som kjent har små partikler en stor overflate i forhold til volumet og en rekke forurensningskomponenter, inkludert metaller, har en tendens til å adsorberes til slike flater. Leirpartikler tjener derfor som transportmiddel for tungmetaller. Dette innebærer at analyser av bunnsedimenter med høyt innhold av leire naturlig gir et høyere tungmetallinnhold enn f.eks. sandige sedimenter. Ved utslipp av tungmetaller i løst form, f.eks. fra Norzink, vil denne tendensen forsterkes. Utslipp av jarositt, som består av meget finpartikulært materiale, vil føre til sedimentering i de samme områdene hvor leirholdig materiale avsettes. Sedimentenes kornstørrelse vil derfor ha en avgjørende betydning for konsentrasjonene av tungmetaller som måles. I områder hvor erosjonen på bunnen er stor, vil finmateriale ikke sedimentere og sedimentene blir sandige og grove og tungmetallinnholdet lavt.

Ved tidligere sedimentundersøkelser i Sjørfjorden og Hardangerfjorden er tungmetallanalysene utført på total, ufraksjonert prøve. Det er således ikke tatt hensyn til om sedimentene har vært leirige eller sandige. Ved undersøkelsen i 1985 ble det besluttet å gjøre de kjemiske analysene på den fraksjonen i sedimentet som er finere enn sand ($< 63 \mu\text{m}$). Denne fremgangsmetoden er anbefalt av ICES (WGMS, unpubl.). Ved å gjøre analysene på en definert kornfraksjon, kan resultater fra stasjoner med forskjellig kornfordeling uten videre sammenlignes.

For å lette sammenligningen med tidligere sedimentdata, ble det tatt ut tre prøver, en fra Sjørfjorden (3), en fra Granvinfjorden (13) og en fra Hardangerfjorden (17) som ble analysert både ufraksjonert og på fraksjonen mindre enn 63 μm . Resultatene er vist i Tabell 4.2.2.

Tabell 4.2.2 Sammenligning av analyser av ufraksjonert sediment og på fraksjonen < 63 μ m (ppm).

<u>Stasjon 3 (0-2 cm)</u>	Cd	Pb	Cu	Zn	Hg	Mn
Total	0,78	460	67,9	514	2,32	2636
< 63 μ m	1,00	488	70,9	538	2,34	3154
<u>Stasjon 13 (0-2 cm)</u>						
Total	0,32	215	53,1	320	0,76	658
< 63 μ m	0,30	220	52,0	322	0,80	680
<u>Stasjon 17 (0-2 cm)</u>						
Total	0,28	207	44	302	0,46	19398
< 63 μ m	0,25	196	42	301	0,48	19284

Konklusjonen på denne testen er at det med få unntak ikke er signifikante forskjeller mellom analyser av totalt ufraksjonert sediment og på fraksjonen < 63 μ m. Forklaringen er at mesteparten av sedimentet er finere enn sand (< 63 μ m), slik at fortyningen som følge av prøvenes innhold av fraksjoner grovere enn sand ikke er signifikant. Sedimentstasjonene er stort sett lagt i de sentrale fjordbassengene langs djupålene, hvor sedimentasjonsforholdene er nokså ensartet. Dataene i Tabell 4.2.2 viser at avviket mellom fraksjonert og ikke fraksjonert sedimentprøve er størst for prøven fra Sørfjorden (3). Dette skyldes utvilsomt at sedimentene i Sørfjorden generelt er noe grovere enn i Hardangerfjorden og Granvinfjorden (se Høltedahl, 1975). Det metallet som viser størst avvik er mangan. Forklaringen her er at mangan i sedimentet nesten utelukket skyldes utfelling og vil derfor gjenfinnes i den fineste fraksjonen i sedimentet.

En annen viktig konklusjon fra denne testen er at vi med nokså stor sikkerhet kan sammenligne resultatene fra 1985 med tidligere resultater.

4.2.3 Sedimentenes tungmetallinnhold

Kadmium og sink opptrer i forhøyede konsentrasjoner i sedimentene ut til Jonaneset, mens bly og kvikksølv forurenses bunnen helt ut til Varaldsøy. Bortsett fra kadmium, er også bunnområdene i Eidfjorden og Osafjorden påvirket av Norzinks utslipp. Kopperforurensningen av sedimentene begrenses seg til Sørfjorden.

En undersøkelse av metallinnholdet i bunnsedimentene i Sørfjorden på begynnelsen av 70-tallet (Skei et al., 1972; Skei, 1975) avdekket at det neppe er målt høyere konsentrasjoner av tungmetaller i marine sedimenter noe annet sted i verden. Det ble bl.a. registrert over 10 % sink, 7-8 % bly, 850 ppm kadmium, 850 ppm kvikksølv og en rekke andre sjeldne tungmetaller som indium, bismut, antimon etc. nær Eitrheimsneset. Slike tungmetallforekomster i marine sedimenter er trolig bare sammenlignbart med funn som er gjort utenfor et sinkverk på Tasmania (Bloom and Ayling, 1977). Her ble det f.eks. målt 1 % sink i sedimentene og 1500 µg/l sink i vannet.

Tidligere undersøkelser har også vist at selv ved Sørfjordens munning er konsentrasjonene av tungmetaller i sedimentene så høye at det er all grunn til å tro at Hardangerfjorden er påvirket. Undersøkelsen i 1985 hadde som ett av siktemålene å se nærmere på dette. Man ville også få svar på om metalltransporten fra Sørfjorden påvirket sedimentene både innover mot Eidfjord og utover Hardangerfjorden. Resultatene av tungmetallanalysene er gjengitt i Vedlegg (tabell A4.2.1).

Kadmium

Kadmium er kanskje regnet som den aller største miljøtrusselen i Sørfjorden - Hardangerfjordområdet. Høye konsentrasjoner i blåskjell langt ute i Hardangerfjorden (Julshamn et al. 1985) har bekreftet at vi står overfor et alvorlig miljøproblem som bl.a. truer oppdrettsnæringen i Hardanger.

I normale fjordsedimenter vil kadmiuminnholdet variere mellom 0,01 og 0,20 ppm (Skei, 1982). Målinger i 1985 viste at i Sørfjordens overflatesedimenter på strekningen Tyssedal og Ullensvang varierte kadmiuminnholdet mellom 0,1 og 48 ppm, med avtagende konsentrasjoner

utover fjorden (Fig. 4.2.1). Bortsett fra en forhøyet verdi i Ulviksfjorden, som kan skyldes lokale forhold, ble det ikke påvist kontaminering av bunnsedimentene med kadmium i Eidfjord-Osafjordområdet. Derimot ble kontaminering påvist utover Hardangerfjorden til Jonaneset (17).

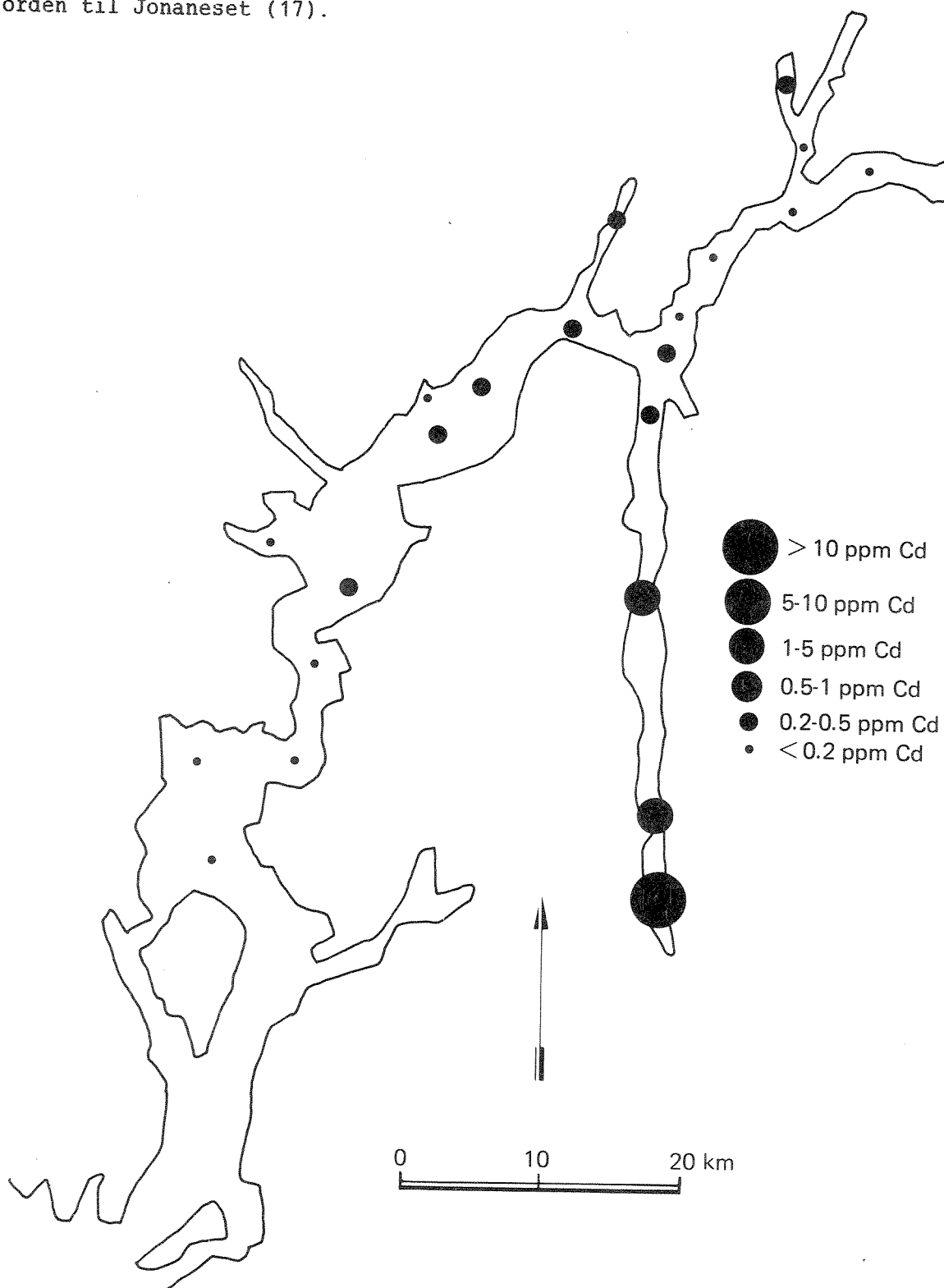


Fig. 4.2.1 Kadmium i overflatesedimentene i undersøkelsesområdet.

Fordelingen av kadmium i overflatesedimentene kan forklares på følgende måte:

1. Norzinks vannanalyseprogram har vist at i midtre og ytre deler av Sørfjorden er kadmiumforurensningen av vannmassene hovedsakelig begrenset til overflatelaget. Det betyr at Hardangerfjorden i grove trekk får tilført kadmium i overflatelaget.
2. Det er lite sannsynlig at overflatevann fra Sørfjorden i lengre perioder strømmer innover mot Eidfjorden-Osafjorden. Stor ferskvannstilførsel til Eidfjord vil presse overflatevannet utover fjorden.
3. Målinger av kadmium i tang og blåskjell fra området innover mot Eidfjord viser lavere verdier i forhold til utover Hardangerfjorden. Dette indikerer at lite overflatevann fra Sørfjorden påvirker dette området.
4. Bortsett fra en kraftig akkumulering av kadmium i sedimentene innerst i Sørfjorden som skyldes sedimentering av jarositt, er kontamineringen av bunnsedimentene forøvrig i undersøkelsesområdet beskjeden. Dette antas å skyldes at kadmium i stor grad opptrer i oppløst tilstand i overflatevannet (klor-komplekser). Det er ellers verdt å påpeke at bare 50 % av kadmium er knyttet til jarositt-utslippet. Bidraget fra deponiene i Eitrheimsvågen er sannsynligvis også en viktig kilde.

Hvis vi sammenligner kadmiuminnholdet i overflatesedimenter (0-2 cm) målthensholdsvis i 1971, 1978/1981 og 1985 på tre lokaliteter i Sørfjorden (Tyssedal, Digraneset og Børve) viser dette følgende:

	1971	1978/81	1985
Tyssedal	45	41	48
Digraneset	16	4	2,5
Børve	-	0,75	1,0

Stasjonene ligger ikke nøyaktig på samme sted disse årene, men sammenligningsgrunnlaget skulle være til stede. Ved Tyssedal er det skjedd små endringer i kadmiumtilførselen de siste 15 år. Dette reflekterer sannsynligvis sedimentering av jarositt. Lenger ute (Digraneset), ser det ut til at kadmiumbelastningen har avtatt i denne

perioden. Dette kan reflektere reelle utslippsreduksjoner (sentralt vannrenseanlegg bygget i 1976).

Den vertikale fordelingen av kadmium i sedimentet på disse lokalitetene i 1985 viser små endringer ved Tyssedal og en viss reduksjon mot overflaten på de andre to lokalitetene. Dette er i samsvar med resultatene fra 1971 og 1981.

Sink

Store sinkutslipp har ført til ekstremt høye konsentrasjoner i sedimentene innerst i Sørfjorden. Dette er i stor grad sink fra jarosittutslippet. Norzinks vannanalyseprogram har påvist langt høyere sinkverdier i vannmassene under den estuarine kompensasjonsstrømmen enn i overflatelaget. Fra dypvannsutslippet av jarositt (- 30 m) brer det seg en sky utover Sørfjorden som forurenses vann mellom 20 og 100 m dyp (Skei, 1981).

Tidligere sedimentundersøkelser har vist at det er en eksponensiell øking i sinkkonsentrasjonene i sedimentene fra Tyssedal og innover mot Eitrheimsneset (Skei et al. 1972). Dette skyldes en massiv sedimentering av jarositt-slam, som inneholder ca. 3 % sink.

Fordelingen av sink i overflatesedimentene i 1985 er vist på Fig. 4.2.2. Hvis vi setter øvre grense for normalt sinkinnhold i sedimenter på 150 ppm, er hele undersøkelsesområdet ut til Jonaneset forurenset av sink på bunnen. Det betyr at sink transporteres ut av Sørfjorden og innover Eidfjorden-Osafjorden såvel som utover selve Hardangerfjorden. Dette utbredelsesmønsteret er således noe forskjellig fra kadmium. Forklaringen ligger trolig i følgende forhold:

1. Norzinks vannanalyseprogram har vist at sinkinnholdet er høyt både i overflaten og ved intermediære dyp ved munningen av Sørfjorden. Dette innebærer at Hardangerfjorden mottar sink både via overflatevannet og ved større dyp. Sannsynligvis transporteres sink med den estuarine kompensasjonsstrømmen innover i Eidfjord og hovedsakelig via overflatevannet utover Hardangerfjorden.

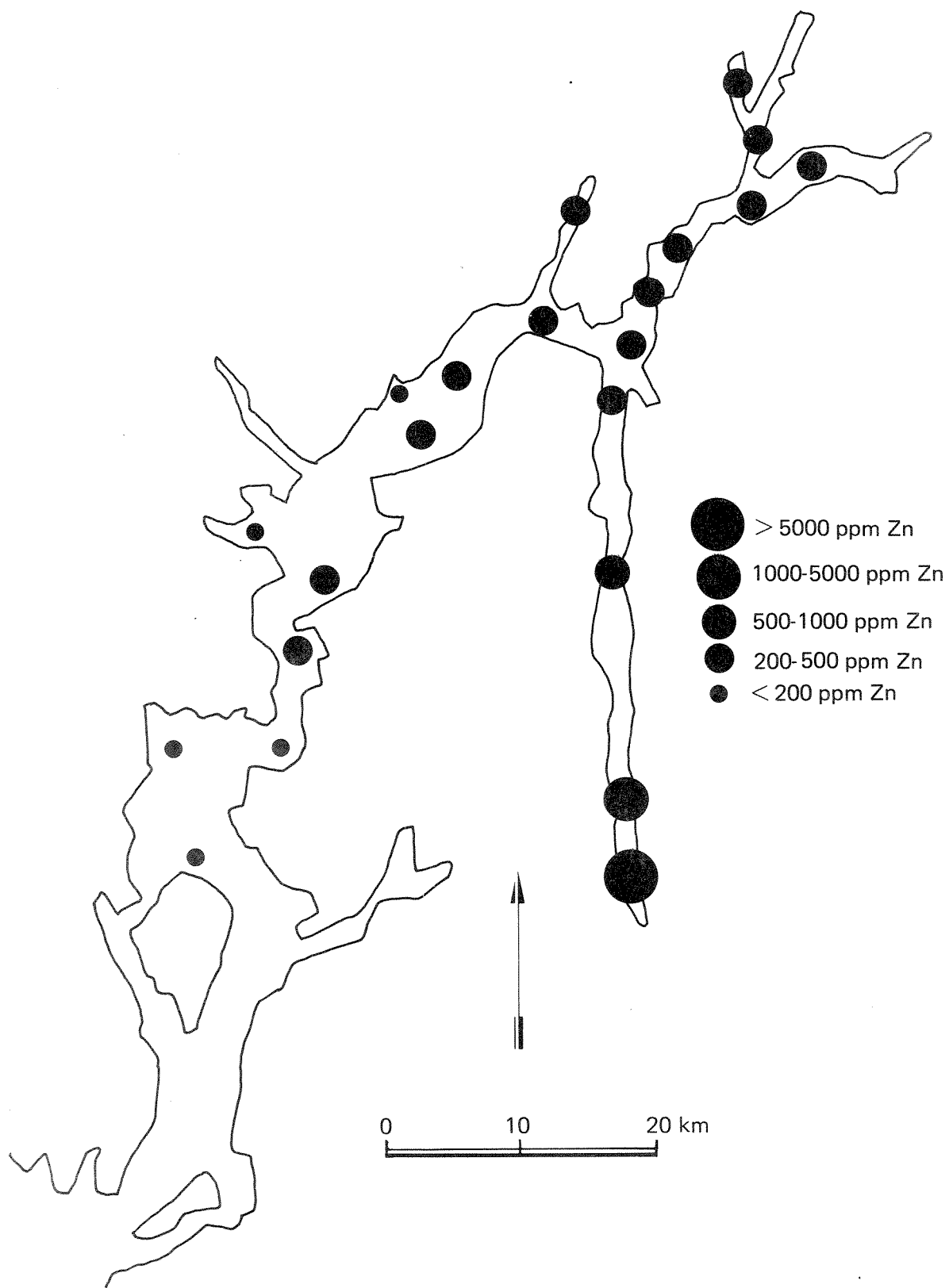


Fig. 4.2.2 Sink i overflatesedimentene i undersøkelsesområdet.

2. Analyser av sink i tang og blåskjell viser på samme måte som kadmium en tendens til høyere konsentrasjoner ute i Hardangerfjorden enn i Eidfjord (samme avstand fra Sjørfjordens munning).

Sammenligninger vi målinger gjort i 1971, 1978/1981 og 1985 på de tre stasjonene i Sjørfjorden, viser dette (ppm sink):

	1971	1978/81	1985
Tyssedal	6500	8650	8380
Digraneset	1080	1313	1340
Børve	340	412	538

Tendensen viser en viss økning i denne perioden i Sjørfjordens overflatesedimenter.

Den vertikale fordelingen av sink i de øvre 8 cm av sedimentet i 1985 gjenspeiler samme tendens, med en viss økning mot overflatesedimentet. Dette har trolig sammenheng med produksjonsøkning ved Norzink.

Bly

Nest etter sink er bly det tungmetallet som blir sluppet ut i størst kvanta fra Norzink. I begynnelsen av 70-årene var utslippet oppe i over 4 tonn pr. dag. I de siste årene antas utslippet av bly å ha variert mellom 1 og 2 tonn pr. dag. I likhet med sink har det vært konstatert en kraftig anrikning i sedimentene i området innenfor Tyssedal (Skei, 1979). Mens det i 70-årene var klart høyere innhold av sink enn bly i sedimentene, har situasjonen endret seg, slik at det nå er like mye eller mer bly enn sink. Det omvendte er tilfelle i vannmassen. Ifølge Norzink er bortimot 100 % av blymengden som slippes ut knyttet til jarositt. Dette innebærer at byggingen av det sentrale vannrenseanlegget i 1976 førte til en reduksjon i sinkutslippet, mens bly-tilførslene har økt som følge av økt produksjon.

Fordelingen av bly i overflatesedimentene i 1985 er vist på Fig. 4.2.3. Fordelingen er nokså likt sink, bortsett fra at forhøyede konsentrasjoner i sedimentene ble observert helt ut til Varaldsøy. Normalnivået er her satt til 30 ppm. Forklaringen på fordelingen av bly er den samme som for sink. Forskjellen er en betydelig større sedimentering av bly enn av sink. Dette fører til lavere konsentrasjoner av bly i vannmassen og brattere gradienter i blåskjell og i tang utover Sørfjorden og Hardangerfjorden.

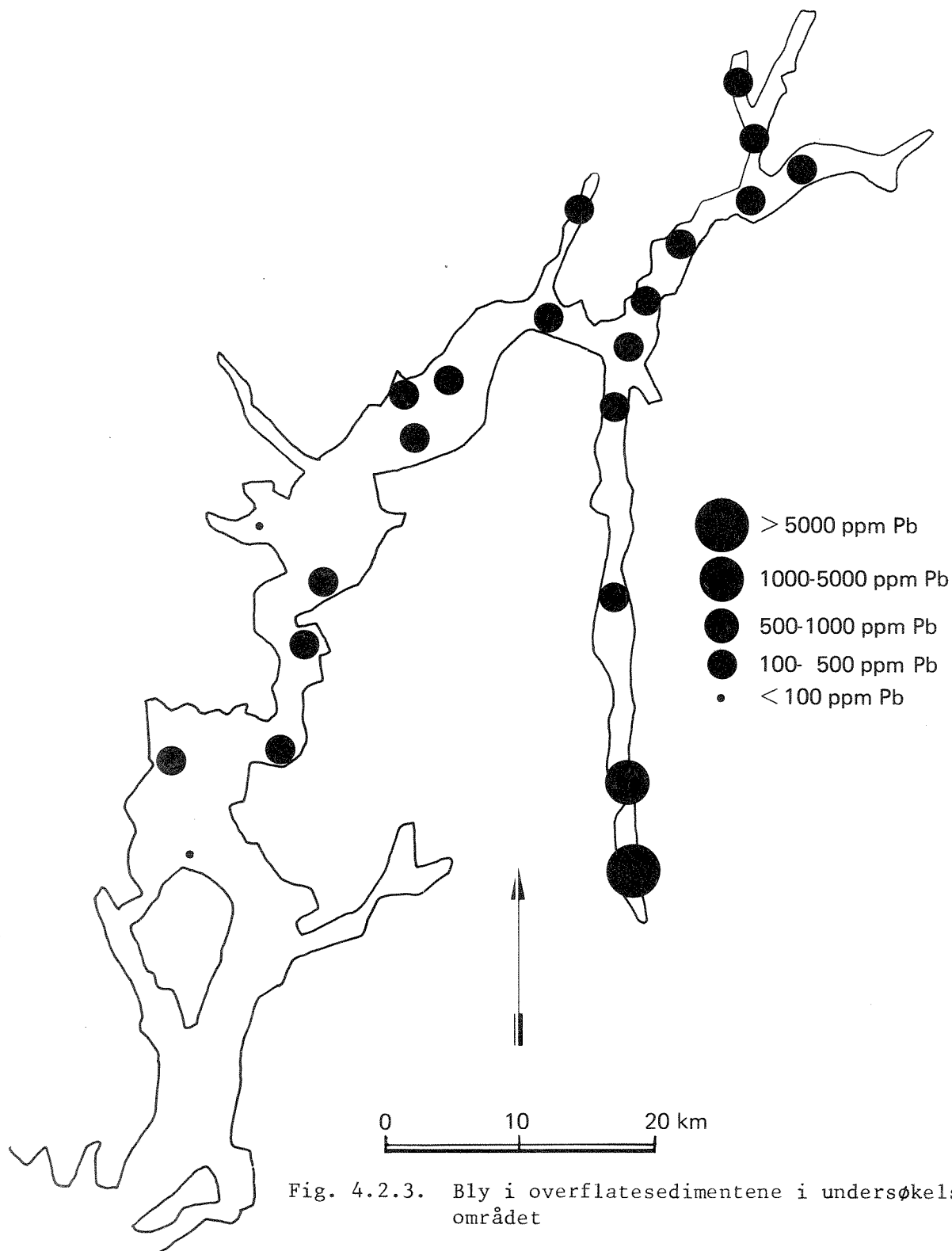


Fig. 4.2.3. Bly i overflatesedimentene i undersøkelsesområdet

Massebalanseberegninger av sink og bly for å anslå den prosentvise delen av utslippene fra Norzink som sedimenterer i selve Sjørfjorden gav ca. 20 % for sink og ca. 35 % for bly (Skei, 1981). Målinger av partikulært sink og bly i vannprøver fra Sjørfjorden i 1973 viste at både bly og sink transporteres i partikulær form ut i Hardangerfjorden (Skei et al. 1973).

Sammenligninger med overflateprøver tatt i 1971, 1978/1981 og 1985 er vist nedenfor (ppm bly):

	1971	1978/81	1985
Tyssedal	4700	5250	8616
Digraneset	1030	1077	1389
Børve	148	287	488

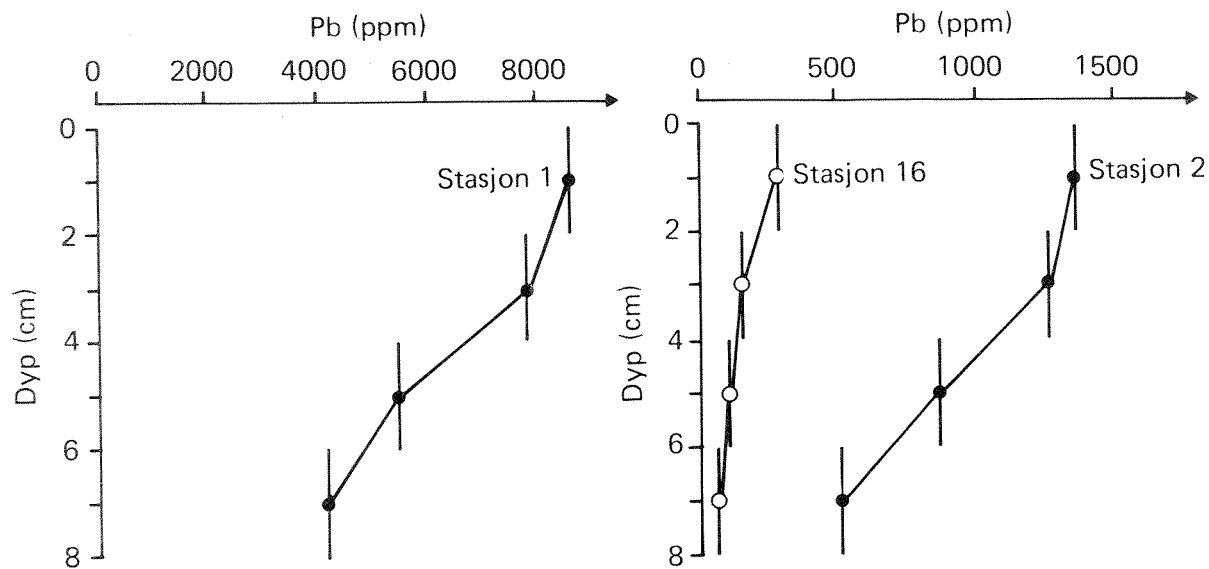
Tendensen er her helt klar. Det har skjedd en betydelig økning i tilførselene av bly til sedimentene i Sjørfjorden i løpet av de siste 15 år. Ser vi på vertikalprofilene for bly i Sjørfjorden i 1985 på de to innerste stasjonene i Sjørfjorden og en stasjon i Hardangerfjorden (16), er dette like klart (Fig. 4.2.4).

Hvis utslippene av bly er utelukkende knyttet til jarosittutslippet, må enten selve jarosittutslippet ha økt betydelig ellers må innholdet av bly i jarositten ha økt.

Kopper

Dette metallet spiller en noe mer beskjeden rolle enn de forannevnte i forurensningssammenheng i Sjørfjorden. Det antas at kopperutslippet hovedsakelig er knyttet til jarositt (0,1-0,2 % Cu). Selve fordelingen av kopper innerst i Sjørfjorden er den samme som for de andre metallene (Skei, 1979 s. 27), noe som reflekterer sedimentering av jarositt. Konsentrasjonene avtar imidlertid raskt ned mot bakgrunnsnivå.

Overflatesedimentene i 1985 viste et kopperinnhold utenfor Sjørfjordens munning stort sett under 50 ppm. Dette er meget nært hva som kan betraktes som bakgrunnsnivå. En liten anriking mot sedimentoverflaten i dypbassenget i Hardangerfjorden kan like gjerne forklares som et resultat av naturlige anrikningsprosesser (f.eks. kopresipitering med mangan).



Figur 4.2.4 Vertikal fordeling av bly i to sedimentkjerner fra Sjørfjorden (st. 1 og 2) og en fra Hardangerfjorden (st. 16).

Sammenligning med overflatesedimenter tatt i 1971 og 1978 i Sørffjorden viser en tendens til reduksjon av tilførslene de siste årene. Dette bekreftes ved vertikalprofilene fra 1985.

Det kan derfor slås fast at kopperforurensningen er begrenset til Sørffjorden og selv her er det ikke snakk om høye konsentrasjoner før en kommer innover til Digraneset.

Kvikksølv

Kvikksølv har vært et problem i Sørffjorden i mange år. Ved bygging av renseanlegg i 1973 ble det registrert en betydelig bedring i biologisk materiale og i vann. Også i sedimentene ble det registrert en signifikant nedgang, spesielt i den innerste delen av Sørffjorden (Skei, 1979). Til tross for dette er utslippet av kvikksølv fra Norzink landets største punktkilde og ble i 1977 beregnet til 1350 kg pr. år (SINTEF, 1979). Dette er kvikksølv knyttet til jarositt. Tidligere undersøkelser har derfor vist en fordeling i sedimentene innerst i fjorden som er lik fordelingen til sink og bly (Skei, 1979, s. 17).

Kvikksølvets fordeling i 1985 (Fig. 4.2.5) viser spredning både innover Hardangerfjorden mot Eidfjord - Osafjorden og utover. I likhet med bly kan kvikksølvforurensningen spores helt ut til Varaldsøy. Grensen mellom kontaminert og ikke-kontaminert sediment er satt til 0,2 ppm, som bør absolutt være en øvre grense i typisk uorganiske, oksiske sedimenter. Det er altså et meget stort bunnareal som er påvirket av kvikksølvutslippet fra Norzink. Det som gjør dette såvidt betenkelig er kvikksølvets evne til omdanning i sedimentet til biologisk reaktivt metyllkvikksølv. Til dels høye konsentrasjoner av kvikksølv i fisk målt i Hardangerfjorden og Sørffjorden i de siste årene (Julshamn et al. 1985) kan skyldes en slik effekt.

Sammenligning med overflatesedimenter tatt tidligere år viser en klar nedgang siden 1971, men forholdsvis liten forandring de siste årene. Dette gjenspeiles også i vertikalprofiler. Nedgangen i kvikksølvkonsentrasjonen i sedimentene på midten av 70-tallet skyldes utvilsomt rensetiltak ved Norzink. Siden den gang (1973) har utslippet stabilisert seg. Hvis det nå blir registrert en økning av kvikksølv i biologisk materiale, skyldes det mest sannsynlig at vi nå har fått et stort område med kvikksølvkontaminerte sedimenter hvor metylingeringsprosesser øker den biologiske tilgjengeligheten til kvikksølv. Selv om massebalanseoverslag har vist at storparten av kvikksølv

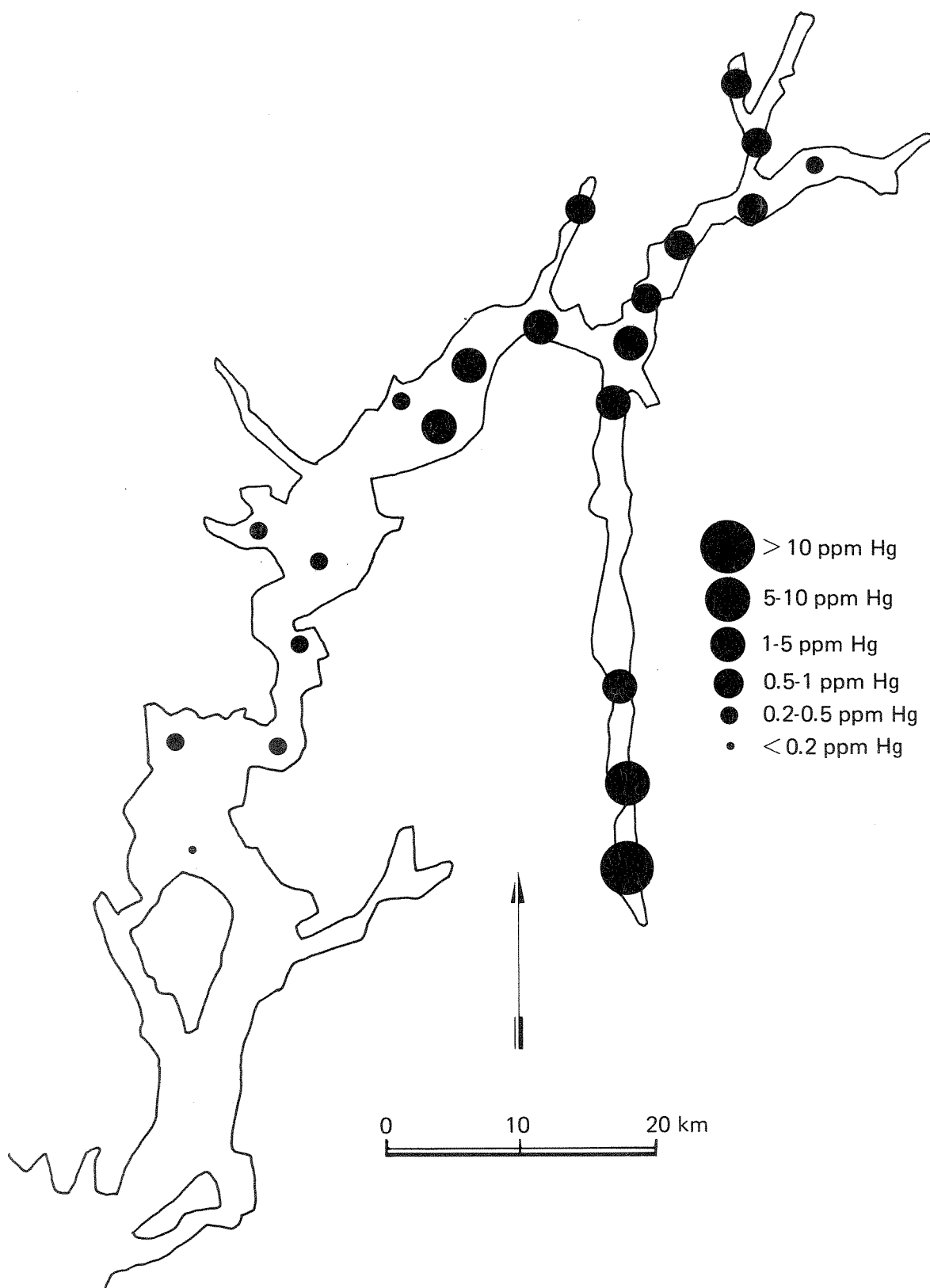


Fig. 4.2.5 Kvikksølv i overflatesedimentene i undersøkelsesområdet.

sedimenterer i selve Sjørfjorden (ca. 80 %, Skei, 1981), er utslippet såpass stort i forhold til naturlige bidrag at kontamineringsfaktoren blir stor selv i Hardangerfjorden.

Mangan

I motsetning til de andre metallene beskrevet i denne rapporten, er mangan et element som har liten tilknytning til forurensningsaspektet i Sjørfjorden. Når mangananalyser ble inkludert var det fordi mangan ofte er med og karakteriserer redoksforholdene i sedimentene, graden av forstyrrelse i sedimentets øvre lag og i noen grad sedimenttilveksten på stedet. Dessuten kan mangan være et viktig "transportmiddel" for andre metaller i sedimentene.

Undersøkelser av partikulært mangan i vannmassene i Sjørfjorden og Hardangerfjorden i 1972-74 (Skei, 1975; Price og Skei, 1975) viste at bunnvannet, spesielt i de dypeste bassengene, hadde et høyt innhold av manganpartikler. Dette ble tolket som et resultat av enten resuspensjon av bunnsedimenter med høyt manganinnhold eller utfelling av mangan i bunnvannet. Sedimentundersøkelsen i 1985 har sannsynliggjort den første teorien. Overflatesedimentene i de dypeste delene av Hardangerfjorden har et ekstremt høyt innhold av mangan (maks. 5,5 % på 850 m dyp). Dette naturlig utfelte manganet lar seg lett oppvirvle på grunn av de små fnokk-aktige partiklene. Nesten alle sedimentkjernene viser en anrikning av mangan i grensesjiktet mellom vann og sediment, noe som er normalt i oksiske fjordsedimenter hvor sedimenttilveksten er liten eller moderat. Tilstedeværelsen av dette brune karakteristiske manganholdige laget tyder på at sedimentkjernene er lite forstyrret og at resultatene fra de kjemiske analysene må anses å være relativt pålitelige.

4.2.4 Sedimentenes PAH-innhold

Forhøyet innhold av tjærestoffer (PAH) i Sjørfjordens bunnsedimenter antas å skyldes tidligere utslipp fra aluminiumsverket i Tyssedal og eksisterende utslipp fra Odda Smelteverk. I Hardangerfjorden er bunnen lite forurenset av PAH, bortsett fra lokalt utenfor fra Bjølvefossen Smelteverk i Alvik.

Analysen av tjærestoffer (PAH) i overflatesedimentene ble utført på to stasjoner i Sørffjorden (3 og 4), en i Eidfjorden (7) og to i selve Hardangerfjorden (15 og 17). Bakgrunnen for disse målingene var kjennskap til tidligere utslipp fra aluminiumsverket i Tyssedal (fram til 1982) og eksisterende utslipp fra Odda Smelteverk. Det ble dessuten antatt at smelteverket i Ålvik kunne bidra med noe PAH til Hardangerfjorden.

Resultatene (Vedlegg) viser at sedimentenes PAH-innhold varierte mellom 0,4 og 3,5 ppm total PAH. Høyest var konsentrasjonen på den innerste stasjonen i Sørffjorden (ca. 20 km fra Odda) som bekrefter at det er industrien i Odda-området som er hovedkilden for PAH. Såvidt kort tid etter at utslippet av PAH fra aluminiumsverket fra Tyssedal ble stoppet er det vanskelig ut fra sedimentanalysene å fastslå hvor mye som skyldes dette utslippet eller utslipp fra Odda Smelteverk. Det bør imidlertid påpekes at innholdet av PAH i blåskjell fra ytterst i Sørffjorden gikk kraftig ned i 1982 da aluminiumsverket var blitt nedlagt (Knutzen, 1983).

I 1978 ble det innsamlet bl.a. sedimentprøver fra midtre deler av Sørffjorden (Kvalnes) og ytterst i fjorden (Eidnes). Den gang ble det i de øvre 0-2 cm av sedimentet målt henholdsvis 3,2 og 2,7 ppm total PAH. På tilsvarende stasjoner i 1985 ble det målt 3,5 og 0,8 ppm. Det kan tyde på at PAH-konsentrasjonene i sedimentene i ytre del av Sørffjorden er på vei ned, men det bør påpekes at dette baserer seg på få prøver.

I Eidfjord ble det målt 0,6 ppm PAH som er en noe forhøyet konsentrasjon i forhold til normale forhold (ca. 0,4 ppm). Dette kan skyldes transport av partikler med forhøyet PAH-innhold fra Sørffjorden.

I selve Hardangerfjorden ble det registrert 1,7 ppm PAH like utenfor Ålvik. Det er all grunn til å tro at dette skyldes påvirkning fra Bjølfefossens Smelteverk i Ålvik. Lenger ute i Hardangerfjorden ble det registrert normalt innhold av PAH i sedimentene.

4.3 Bløtbunnfauna

Prøvetakingslokalitetene i Sørffjorden og Hardangerfjorden med sidearmer er vist på Fig. 3.3. Til sammen 9 stasjoner, hvorav 4 i Sørffjorden, 1 i Utnefjorden, 2 i Eidfjorden, 1 i Osafjorden og 1 i Hardangerfjorden, ble tatt.

Bløtbunnfaunaen i indre og midtre Sørfjorden er tidligere undersøkt i 1980 (Næs og Rygg 1982).

4.3.1 Faunaens artssammensetning

Faunaen på den innerste stasjonen i Sørfjorden besto av arter som er kjent for å tåle betydelig forurensning. I de øvrige delene av undersøkelsesområdet var det innslag av arter som er kjent for å være ømfintlige for forurensning.

Hvilke arter som finnes på en lokalitet er i stor grad avhengig av miljøforholdene. Faunaens artssammensetning kan derfor gi en god indikasjon på forureningsgraden. Rygg (1985a) klassifiserte graden av ømfintlighet eller toleranse hos 100 vanlige bløtbunnfaunaarter. Klassifiseringen var basert på artenes forekomst blant 150 stasjoner med varierende artsmangfold. Økt forureningsbelastning og nedsatt artsmangfold er vist å være rimelig godt korrelert (Rygg 1984a, Rygg og Skei 1984). Reduksjon i artsmangfold er derfor blitt benyttet som et mål på den samlede forureningspåvirkning.

Forekomsten av de vanligste artene fra innsamlingen i 1985 er vist i Tabell 4.3.1. De komplette faunaresultater er vist i Tabell A4.3.1 i Vedlegg. Der er også resultatene fra 1980 tatt med for fullstendighetens skyld. Artssammensetningen på stasjon 1, innerst i Sørfjorden var avvikende fra de andre stasjonene og artsantallet der var lavt. I Tabell 4.3.2 er derfor hele artslisten med individantall på denne stasjonene vist.

Nesten ingen av de 22 artene som ble funnet på den innerste stasjonen i Sørfjorden (Tabell 4.3.2) er kjent for å være forureningsømfintlige.

Tabell 4.3.1 Individantall pr. 0,3 m² av de vanligste artene i under-
søkelsesområdet (arter som det fantes minst 10 individer av
på minst 1 av stasjonene).

Stasjon:	1	2	3	4	5	7	9	10	16
Nemertinea (båndmark):									
NEMERTINEA INDET	53	29	7	49	10	8	31	32	7
Polychaeta (børstemark):									
CHAETOZONE SETOSA MALMGREN 1867	37	3	0	2	6	15	34	23	0
COSSURA LONGOCIRRATA WEBSTER & BENEDICT	34	2	0	0	0	0	0	0	1
EUCLYMENE SPP	4	7	0	1	0	1	1	11	0
GLYCERA CAPITATA OERSTED 1843	0	2	7	12	7	2	6	7	3
HETEROMASTUS FILIFORMIS (CLAPAREDE 1864)	370	622	195	162	127	98	547	509	25
LUMBRINERIS LATREILLI AUDOUIN & MILNE-EDWARDS	0	80	64	45	35	45	76	86	4
MEDIOMASTUS FRAGILIS	20	6	0	1	0	0	0	0	0
ONUPHIS CONCHYLEGA M.SARS 1835	0	11	10	12	21	18	4	4	3
PARAONIS LYRA (SOUTHERN 1914)	0	0	0	9	9	3	28	7	3
PHOLOE MINUTA (FABRICIUS 1780)	19	1	0	1	0	0	1	0	0
POLYDORA SP	0	13	1	0	0	0	0	9	0
PRIONOSPIO CIRRIFFERA WIREN 1883	0	38	28	3	16	13	14	17	16
PSEUDOPOLYDORA PAUCIBRANCHIATA	1	1	0	0	0	0	0	93	0
SABELLIDES OCTOCIRRATA (M.SARS 1835)	0	11	1	4	4	3	0	0	0
SPIOPHANES KROEYERI GRUBE 1860	0	16	17	14	8	6	2	7	3
SPIOCHAETOPTERUS TYPICUS M.SARS 1856	1	89	520	1575	425	333	102	36	248
TEREBELLIDES STROEMI M.SARS 1835	0	1	0	0	8	8	5	22	11
THARYX MARIONI (SAINT-JOSEPH 1894)	1	252	35	22	1	10	70	27	2
ZEPPELINA SP	238	4	0	0	0	0	0	0	0
Amphipoda (krepser):									
ERIOPIISA ELONGATA BRUZELIUS	0	1	9	5	4	1	4	10	3
Bivalvia (muslinger):									
KELLIELLA MILIARIS (PHILIPPI 1844)	0	0	5	11	9	22	15	5	0
THYASIRA FERRUGINEA (FORBES)	0	28	102	48	0	11	0	0	0
THYASIRA FLEXUOSA/SARSI	6	30	21	23	16	20	24	24	31
YOLDIELLA FRIGIDA (TORELL 1859)	0	1	10	7	19	15	18	7	2
Ophiuroidea (slangestjerner):									
AMPHILEPIS NORVEGICA LJUNGMAN	0	2	2	18	8	0	12	30	0

Tabell 4.3.2 Individantall pr. 0,3 m² av de enkelte artene på stasjon 1, indre Sørfjorden.

Nematoda (rundormer):

NEMATODA INDET 1

Nemertinea (båndmark):

NEMERTINEA INDET 53

Polychaeta (børstemark):

CAPITELLA CAPITATA (FABRICIUS 1780) 2

CHAETIZONE SETOSA MALMGREN 1867 37

COSSURA LONGOCIRRATA WEBSTER & BENEDICT 1887 34

EUCLYMENE PRAETERMISSA (MALMGREN 1865) 4

HETEROMASTUS FILIFORMIS (CLAPAREDE 1864) 370

MEDIOMASTUS FRAGILIS 20

MYRIOCHELE SP 1

NEPHTYS PARADOXA MALM 1874 7

NEREIMYRA PUNCTATA (O.F.MUELLER 1788) 5

NEREIDAE INDET 1

OPHIODROMUS FLEXUOSUS (DELLE CHIAJE 1822) 5

PHOLOE MINUTA (FABRICIUS 1780) 19

PSEUDOPOLYDORA PAUCIBRANCHIATA 1

SCOLOPLOS ARMIGER (O.F.MUELLER 1776) 2

SOSANE GRACILIS (MALMGREN 1865) 1

SOSANE SULCATA MALMGREN 1865 1

SPIOCHAETOPTERUS TYPICUS M.SARS 1856 1

THARYX MARIONI (SAINT-JOSEPH 1894) 1

ZEPPELINA SP 238

Bivalvia:

THYASIRA FLEXUOSA/SARSI 6

Rundormer (Nematoda indet.) og båndmark (Nemertinea indet.) er foruten i indre Sjørfjorden funnet på sterkt forurensete lokaliteter andre steder (se f.eks. Rygg og Wikander 1985; Rygg 1985a). Børstemarkene Capitella capitata, Chaetozone setosa, Cossura longocirrata, Heteromastus filiformis, Ophiodromus flexuosus og Pholoe minuta er svært forurensningstolerante. Tolerante er også børstemarkene Myriochele spp., Nephtys paradoxa, Nereimyra punctata, Scoloplos armiger, Sosane gracilis og Tharyx marioni, samt muslingene Thyasira flexuosa/sarsi (Rygg 1985a).

Børstemarken Zeppelina sp., som var tallrik på stasjon 1, er foruten i indre Sjørfjord funnet i andre forurensete områder (Olsgard, pers.medd.). Arten bør derfor kunne klassifiseres som forurensningstolerant.

Børstemarken Euclymene praetermissa er tidligere funnet på en stasjon med artsmangfold $ES(N=100) = 8,7$ (Rygg, unpubl.). Arten er klassifisert som tolerant overfor kopperforurensning (Rygg 1985b).

Graden av forurensningstoleranse hos børstemarken Mediomastus fragilis er dårlig kjent. To slektinger, Mediomastus ambiseta og M. californiensis ble klassifisert som tolerante overfor organisk forurensning (Pearson og Rosenberg 1978).

Arter av børstemarkfamilien Nereidae er kjent for å kunne tåle sterk forurensning (Pearson og Rosenberg 1978, Rygg 1985b).

Børstemarken Pseudopolydora paucibranchiata er av Pearson og Rosenberg klassifisert som forurensningstolerant. Pseudopolydora er en underslekt av Polydora, en slekt som er kjent for å kunne opptre opportunistisk ved sterk forurensning (Gray 1979).

Børstemarken Spiochaetopterus typicus er funnet på stasjoner med artsmangfold ned til 5,0 (Rygg og Wikander 1985).

Eneste art på stasjon 1 som kan klassifiseres som forurensningsømfintlig, er børstemarken Sosane sulcata (Rygg, unpubl.). Av den ble det funnet ett individ.

En rekke arter som var vanlige på andre stasjoner i undersøkelsesområdet, manglet på stasjon 1. Blant disse var børstemarkene Glycera capitata, Lumbrineris latreilli, Onuphis conchylega, Paraonis lyra, Prionospio cirrifera, Sabellides octocirrata, Spiophanes kroeyeri og Terebellides stroemi, amfipoden

Eripisa elongata, muslingene Kelliella miliaris, Thyasira ferruginea og Yoldiella frigida og slangestjernen Amphilepis norvegica (Tabell 4.3.1). Undersøkelser i flere norske fjorder har vist signifikant fravær av alle disse artene på stasjoner der forurensningspåvirkningen var betydelig (Rygg 1985a; Rygg, unpubl.). Deres fravær innerst i Sørfjorden skyldes uten tvil forurensningen.

4.3.2 Likhet i faunaen fra stasjon til stasjon

Forurensningsvirkningene hadde gjort faunaen på den innerste stasjonen i Sørfjorden ulik faunaen på de andre stasjonene. Faunaen i midtre Sørfjorden var beslektet med faunaen i Osafjorden og Eidfjorden. Faunaen på de utenforliggende stasjonene var nærmere beslektet med hverandre enn med faunaen på de indre stasjonene.

Det er beregnet innbyrdes likhet for alle par av prøver. To forskjellige likhetsindekser er brukt. Begge gir verdien 100 ved total likhet, 0 ved total ulikhet. Den ene indeksen tar hensyn til individtettheten av artene (indeksen PS, Tabell 4.3.3) Den andre likhetsindeksen tar bare hensyn til artssammensetningen, og ikke de enkelte artenes individtetthet (indeksen Cz, Tabell 4.3.4).

På grunnlag av likhetsverdiene for alle par av prøver er stasjonene gruppert ved lenkemetoden (Rygg, 1984b). Prøver innenfor hver lenke har høyere innbyrdes likhet enn prøver i adskilte lenker. Mellom lenkene er det større eller mindre grad av overlapping.

Tabell 4.3.4 Parvis likhet i faunasammensetningen mellom de enkelte stasjonene. Tabellen viser verdiene for den kvalitative likhetsindeksen Cz (Czekanowskis indeks). Ved total likhet er Cz = 100. Ved total ulikhet er Cz = 0.

		Stasjon							
		2	3	4	5	7	9	10	16
Stasjon	1	43	26	32	24	25	29	28	32
	2		66	53	53	53	61	56	44
	3			48	60	56	51	51	48
	4				58	49	52	50	35
	5					70	61	61	51
	7						68	68	50
	9							72	44
	10								41

Ved bruk av den kvantitative likhetsindeksen (PS) framkom tre stasjonsgrupper. Stasjon 1 dannet første gruppe alene. Stasjon 2, 9 og 10 dannet andre gruppe. Stasjon 3, 4, 5, 7 og 16 dannet tredje gruppe. Det var ingen overlapping mellom de tre gruppene (Fig. 4.3.2). Mye av likheten mellom stasjonene i tredje gruppe hang sammen med høy individtetthet av børstemarken Spiochaetopterus typicus på disse stasjonene, i andre gruppe med Heteromastus filiformis (Tabell 4.3.1).

Ved bruk av den kvalitative indeksen Cz, framkom også tre grupper av stasjoner. Stasjon 1 dannet sin egen gruppe. Den andre gruppen besto av stasjon 5, 7 og 16. Den tredje gruppen besto av stasjon 2, 3, 4, 5, 7, 9 og 10 (Fig. 4.3.3). Den andre og tredje gruppen overlappet altså stasjon 5 og 7.

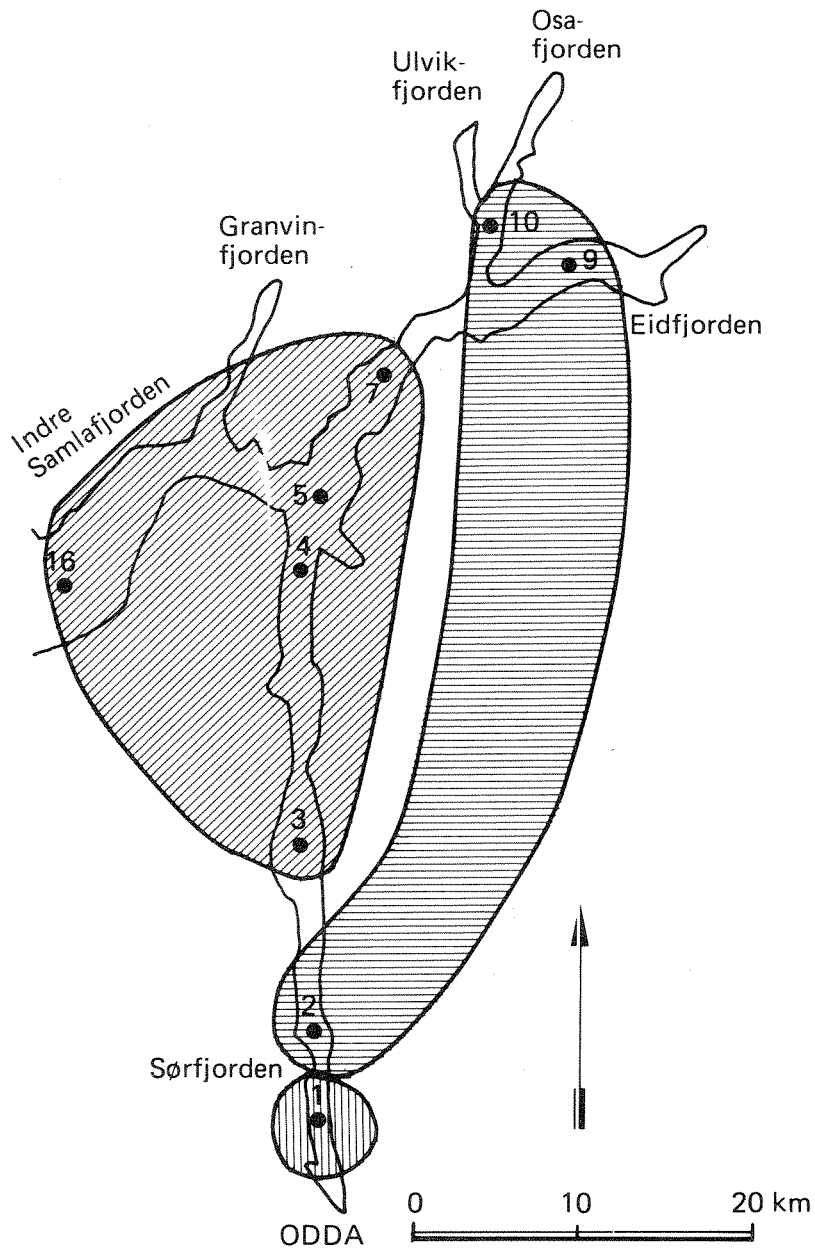


Fig. 4.3.2 Forurensningsvirkningene hadde gjort faunaen på den innerste stasjonen i Sør fjorden ulik faunaen på de andre stasjonene. Faunaen i midtre Sør fjorden var beslektet med faunaen i Osa fjorden og Eidfjorden. Faunaen på de utenforliggende stasjonene var nærmere beslektet med hverandre enn med faunaen på de indre stasjonene.

Stasjonene innenfor samme gruppe har større faunalikhet innbyrdes enn med stasjoner i andre grupper. Grupperingen er basert på en likhetsindeks som tar hensyn til individtettheten av artene (indeksen PS). En sorteringsverdi på PS = 60 ble brukt (Tabell 4.3.3).

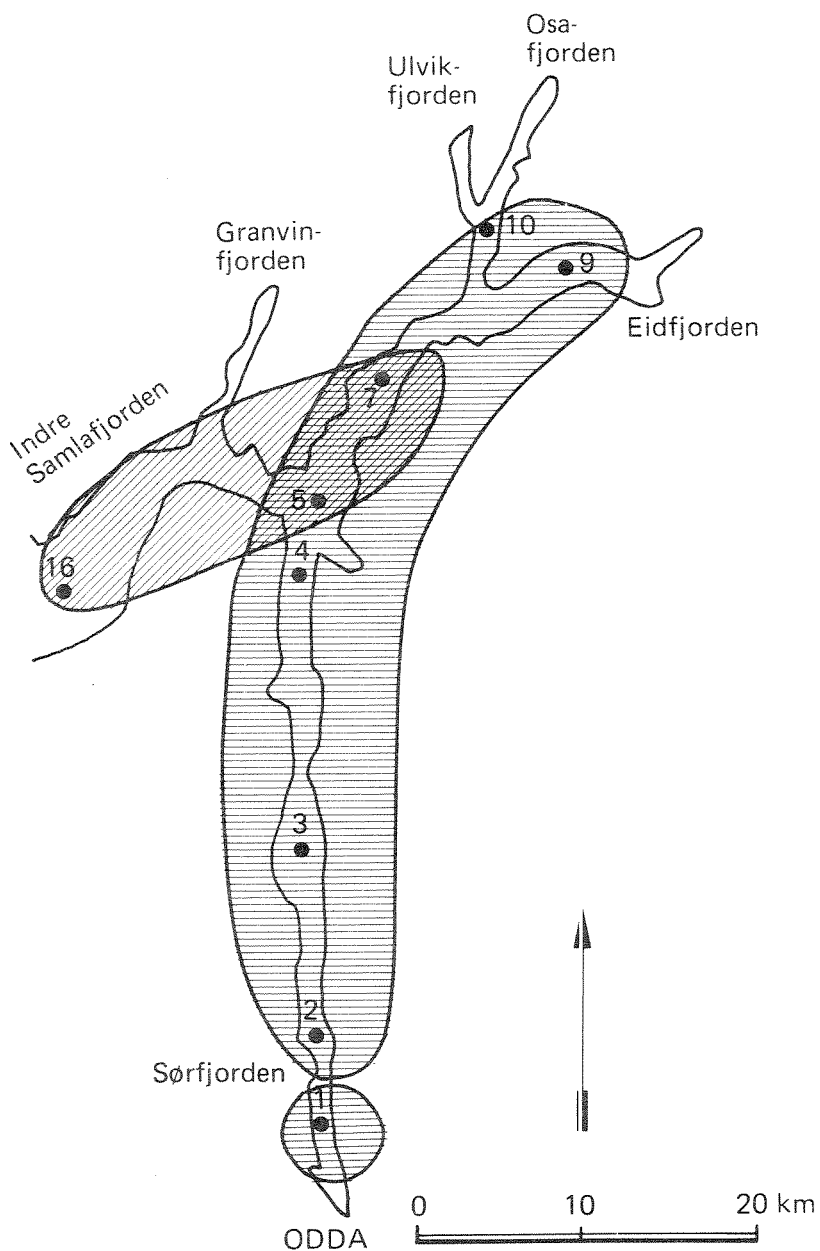


Fig. 4.3.3 Stasjonene innenfor samme gruppe har større faunalikhet innbyrdes enn med stasjoner i andre grupper. Grupperingen er basert på en likhetsindeks som bare tar hensyn til arts-sammensetningen og ikke de enkelte artenes individtetthet (indeksen Cz). En sorteringsverdi på Cz = 48,0 ble brukt (Tabell 4.3.4).

Alt i alt viste likhetsgrupperingen av stasjoner at det var en gradient i faunaens sammensetning fra selve Hardangerfjorden og inn i sidefjordene. Forandringen inn mot Eidfjorden og Osafjorden viste en viss parallellitet med forandringen innover i Sørfjorden. Stasjonen innerst i Sørfjorden skilte seg ut ved sin spesielle fauna av forurensningstolerante arter.

4.3.3 Artsmangfold

Artsmangfoldet var lavest i indre og midtre Sørfjorden. I de øvrige deler av fjordområdene var artsamngfoldet høyere, men ikke så høyt som det normale i lite forurensningspåvirkete fjorder.

Høyt artsamngfold (diversitet) henger bl.a. sammen med normale miljøforhold. Organisk belastning og fysiske og kjemiske stressfaktorer fører til at opportunistiske arter øker sine individantall og blir dominerende i samfunnet, mens mer ømfintlige arter slås ut. Resultatet er at artsamngfoldet blir lavere.

Artsamngfoldet er definert som artsantall som funksjon av individantall og kan fremstilles som en kurve i et diagram med individantallet langs x-aksen og artsantallet langs y-aksen (Fig. 4.3.4). Individantallet i prøvene øker i takt med prøvestørrelsen, mens artsantallet ikke øker i samme grad. Stigningen på kurven avtar derfor etter hvert som individantallet øker. Høyt artsantall iforhold til individantall betyr høyt artsamngfold. Dette gir brattere kurve enn lavt artsamngfold. Vi bruker en logaritmisk x-akse for å få en god fremstilling av kurven.

Klassifisering av artsamngfoldet etter et system foreslått av Rygg (1984c) for å gradere forurensningspåvirkning er vist i Fig. 4.3.5.

Kurven for stasjon 4 avvek tydelig fra de andre kurvene. Ved lavt individantall lå den lavest, men ved individantall over 1000 lå den høyest av alle kurvene. Det er derfor vanskelig å sammenligne artsamngfoldet på stasjon 4 med artsamngfoldet på de andre stasjonene. Det spesielle forløpet for kurven skyldtes sterk tallmessig dominans av en enkelt art, kombinert med et høyt antall av arter med få individer hver.

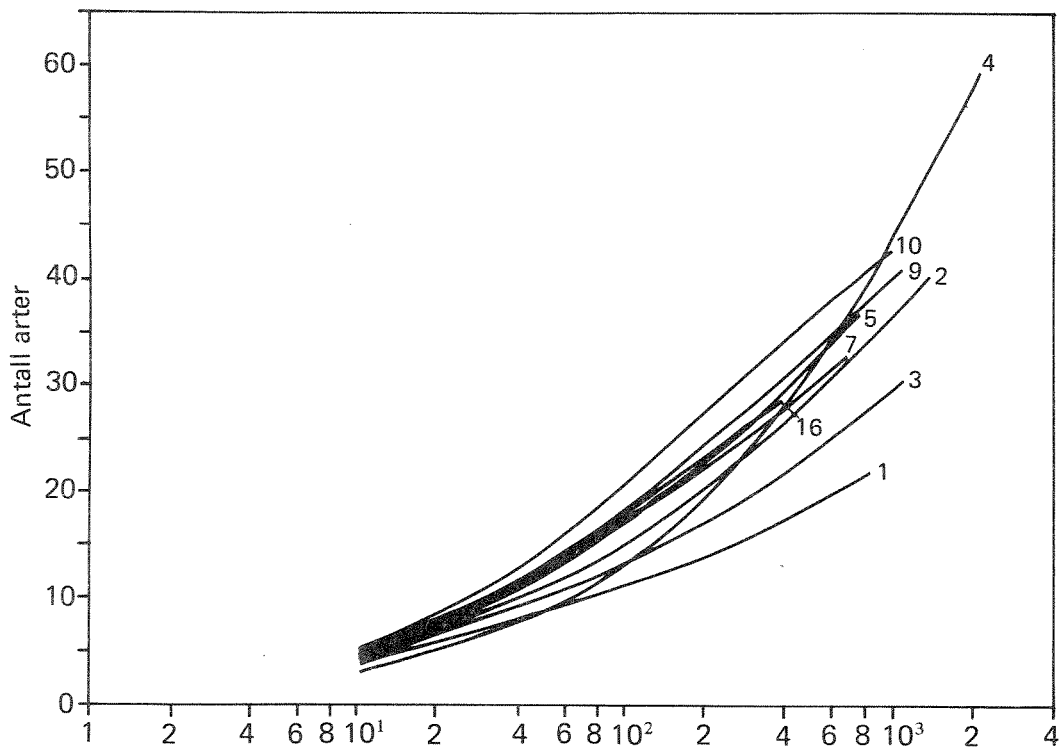


Fig. 4.3.4 Kurver for artsantall som funksjon av individantall.
Kurvene er beregnet ved:

Hurlbert (1971):

$$E(S_n) = \sum_i \left[1 - \frac{\binom{N-N_i}{n}}{\binom{N}{n}} \right]$$

- N_i = individtall av i-te art
 N = det samlede individantall i prøven
 n = det samlede individantall i en prøve $\frac{n}{N}$ så stor som hovedprøven
 $E(S_n)$ = Det forventede antall arter i en delprøve på n individer fra en prøve som inneholder N individer, S arter og N_i individer av i-te art.

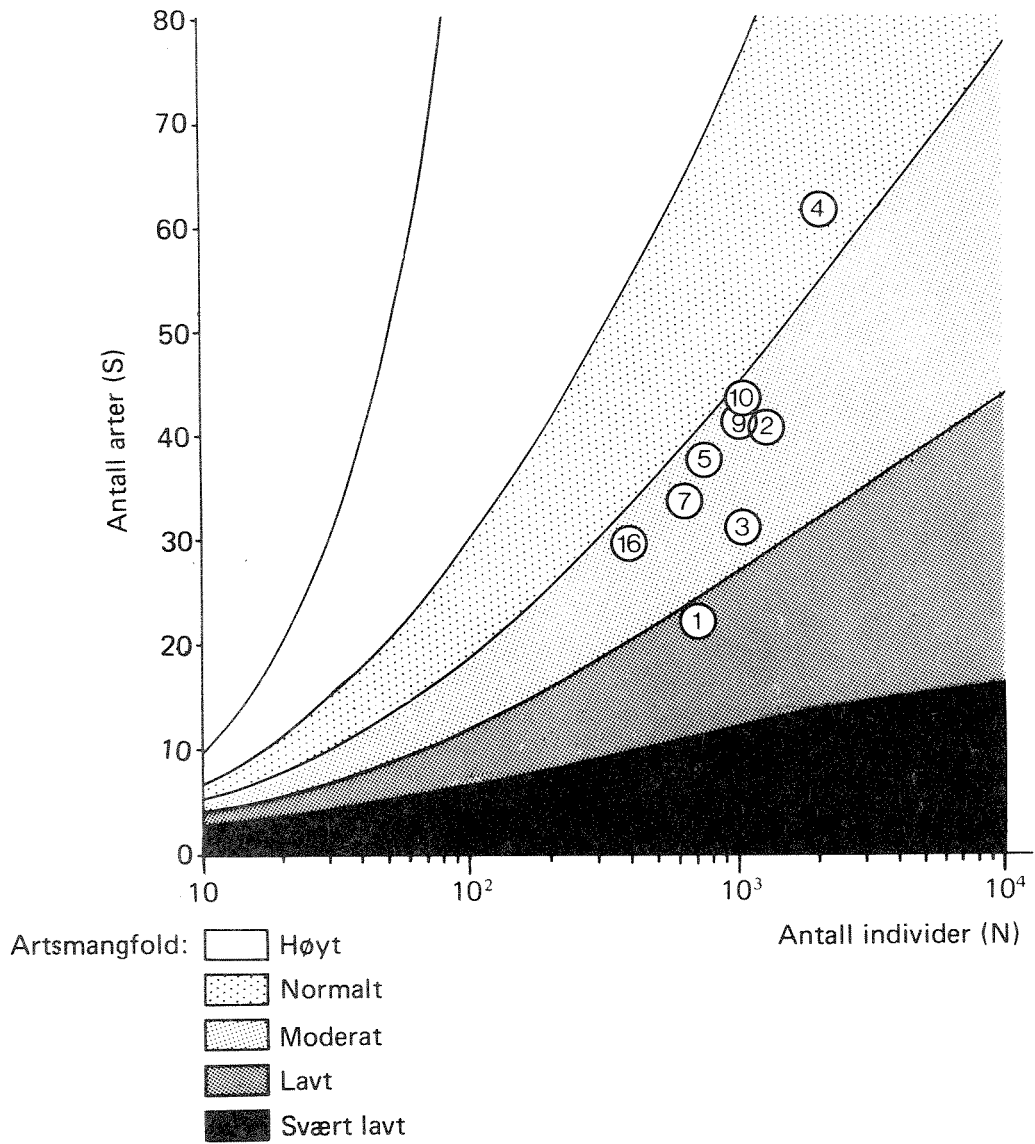


Fig. 4.3.5 Artsmangfold i Sørfjorden 1985. Plotting av artsantall mot individantall i et generelt klassifiseringssystem (Rygg 1984c) for artsamngfold i bløtbunnfaunasamfunn. (Se teksten for kommentarer til artsamngfoldet på stasjon 4.)

Klassifiseringen av artsmangfold (Fig. 4.3.5) viser lavt artsmangfold på stasjon 1. På de andre stasjonene var artsmangfoldet moderat, men noe lavere i midtre Sørfjorden enn i øvrige deler av undersøkelsesområdet. Den spesielle fordelingen i individantall på stasjon 4 gjorde at verdien for artsmangfoldet ikke er helt sammenlignbar med de andre stasjonene (se Fig. 4.3.4).

En annen vanlig brukt indeks for å uttrykke artsmangfoldet er Shannon-Wieners diversitetsindeks (H).

I Tabell 4.3.5 er artsmangfoldet på stasjonene, uttrykt både ved forventet artsantall pr. 100 individer, og ved indeksen H, vist.

Tabell 4.3.5 Individantall (N), artsantall (S) og artsmangfold i prøvene fra 1985. ES(N=100) er forventet artsantall pr. 100 individer; H er Shannon-Wiener diversitetsindeks

	Stasjon								
	1	2	3	4	5	7	9	10	16
N	810	1290	1059	2099	766	656	1062	1031	401
S	22	41	31	60	37	32	41	43	29
ES(N=100)	10.8	15.0	13.4	13.3	17.0	17.0	18.1	20.5	17.2
H	2.3	2.7	2.6	1.8	2.6	2.8	3.0	3.2	2.5

4.3.4 Samlet vurdering av faunaen

Faunaen på stasjonen i indre Sørfjorden var sterkt forurensningspåvirket. På stasjonene lenger ut i Sørfjorden var faunaen moderat påvirket. Også på de andre stasjonene i undersøkelsesområdet var faunaen noe påvirket.

Det lave artsmangfoldet og fraværet av forurensningsømfintlige arter på stasjon 1 i indre Sørfjorden, gjør at lokaliteten må klassifiseres som sterkt forurensningspåvirket. Artssammensetningen avvek markert. En rekke arter som var vanlige på andre stasjoner i undersøkelsesområdet manglet på stasjon 1. Deres fravær skyldes uten tvil forurensningen.

Lenger ute i Sørfjorden var artsmangfoldet fremdeles moderat. Innslaget av forurensningsømfintlige arter var imidlertid ikke ubetydelig. Faunaen på stasjon 2, 3 og 4 kan klassifiseres som moderat forurensningspåvirket.

Også i Hardangerfjorden (stasjon 5 og 16) og i Eidfjorden og Osafjorden (stasjon 7, 9, 10) var artsmangfoldet moderat, men noe høyere enn i Sørfjorden. Det var betydelig innslag av forurensningsømfintlige arter. Det moderate artsmangfoldet tydet på en viss påvirkning på disse stasjonene også, men mindre enn på stasjonene i Sørfjorden.

4.3.5 Påvirkende faktorer

Tungmetallene er den viktigste årsaken til skadevirkningene på bløtbunnfaunaen i Sørfjorden. Nedsatt artsmangfold var korrelert med kopper, sink, bly, kadmium og kvikksølv i sedimentet.

På bløtbunnfaunastasjonene ble det også tatt sedimentprøver til metallanalyser. Det ble utført korrelasjons- og regresjonsanalyser for å finne ut om skadevirkningene på faunaen hadde sammenheng med metallforurensningen.

Tabell 4.3.6 viser korrelasjonskoeffisienter for de enkelte parameterpar. Parametrene er artsmangfold (to forskjellige indekser) og konsentrasjoner av metaller i sedimentet (fem forskjellige metaller). Best mulig korrelasjon mellom to parametre gir en koeffisientverdi på 1,0. Verdien -1,0 viser best mulig omvendt korrelasjon. Verdien 0,0 betyr ingen korrelasjon.

Alle de fem metallene (kopper, sink, bly, kadmium og kvikksølv) var meget sterkt korrelert med hverandre. Koeffisienten lå mellom 0,94 og 1,0. Tydelig negativ korrelasjon var det mellom artsmangfold og metallkonsentrasjon. Det var sterkere negativ korrelasjon mellom indeksen ESN og metallene enn mellom indeksen H og metallene, selv om de to indeksene var forholdsvis godt korrelert (koeffisient 0,814).

På grunn av de forskjellige metallenes sterke korrelasjon med hverandre, viste alle noenlunde samme negative korrelasjon med artsmangfoldet. Hvilket metall som påvirket faunaen mest kunne derfor ikke utpekes.

Ved regresjonsanalysen for artsmangfold mot metallkonsentrasjon ble indeksen ESN benyttet. Fig. 4.3.6 viser regresjonslinjene for artsmangfold mot konsentrasjon av kopper, sink, bly, kadmium og kvikksølv.

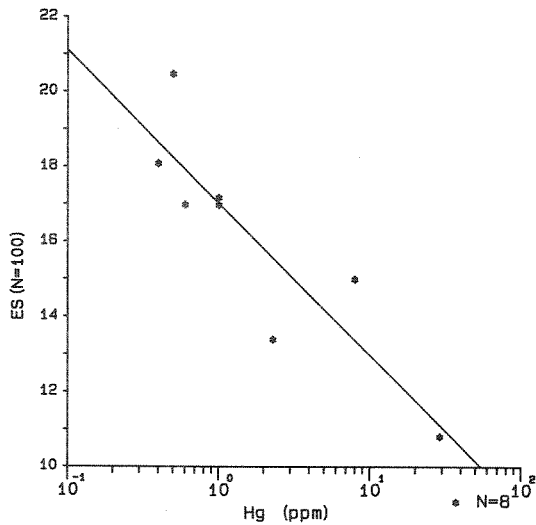
Tabell 4.3.6 Korrelasjonskoeffisienter for de enkelte parameterpar.
Før beregningen ble metallverdiene log-transformert.

	ESN	H	LgCu	LgZn	LgPb	LgCd
H	0.814					
LgCu	-0.851	-0.650				
LgZn	-0.849	-0.661	0.998			
LgPb	-0.870	-0.680	0.985	0.992		
LgCd	-0.916	-0.771	0.972	0.976	0.987	
LgHg	-0.884	-0.687	0.943	0.956	0.984	0.977

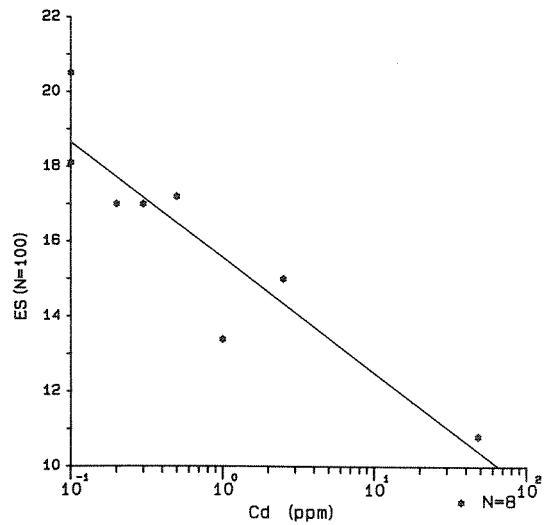
Undersøkelser i flere metallforurensete norske fjorder har vist at nedsatt artsmangfold kan henge sammen med kopperinnhold i sedimentet (Rygg og Skei 1984, Rygg 1985c). Kopperkonsentrasjonen på stasjon 1 i Sørffjorden på 748 ppm ligger langt over det som kan gi virkninger på faunasamfunnet. Konsentrasjonen på stasjon 2 på 142 ppm kopper ligger omtrent på grensen av det som kan forventes å gi utslag. De høye konsentrasjonene av flere metaller gjør at en additiv effekt er sannsynlig i Sørffjorden.

Den tydelige sammenhengen mellom metallkonsentrasjoner og nedsatt artsmangfold viser at det høyst sannsynlig er metallene som er den viktigste årsaken til skadevirkningene på bløtbunnfaunaen i Sørffjorden.

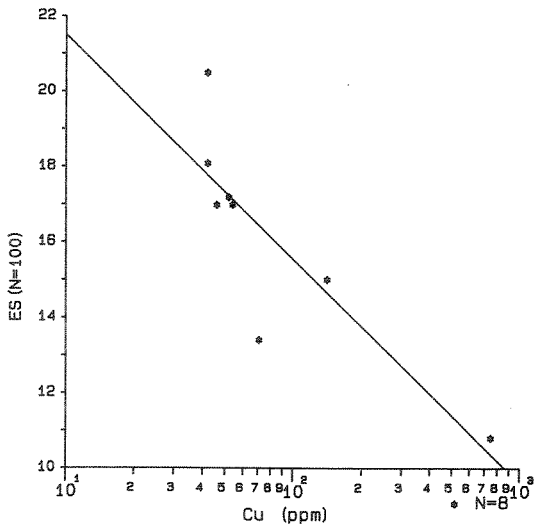
Det var en viss likhet mellom faunaen i Sørffjorden (unntatt innerste del), Osafjorden og Eidfjorden. Dette kan tyde på at en "fjordeffekt" gjør seg gjeldende i flere av de indre deler av Hardangerfjordsystemet. En mulig årsak til fjordeffekten er sedimentering av plantemateriale fra land (mose, løv, etc.).



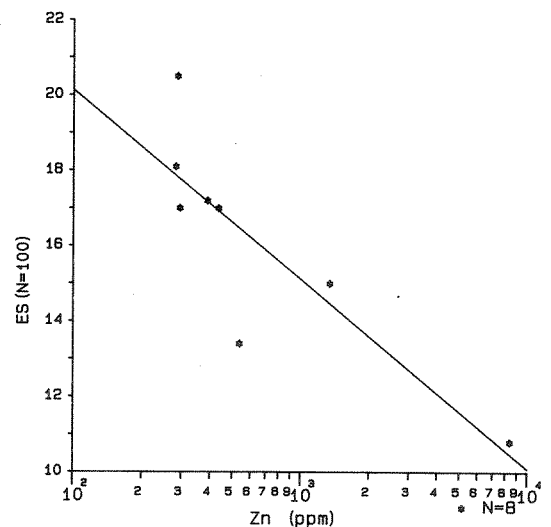
$$Y = -1.76 \text{ LN}(X) + 17.04 \quad R = -0.88 \quad P_{\leq} 0.010 \quad SD = 1.41$$



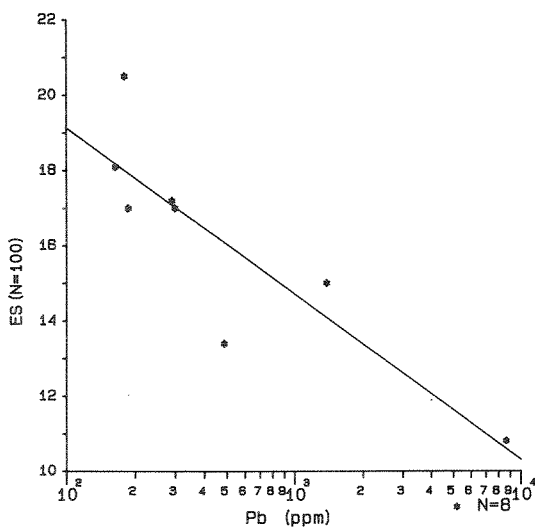
$$Y = -1.33 \text{ LN}(X) + 15.57 \quad R = -0.92 \quad P_{\leq} 0.010 \quad SD = 0.89$$



$$Y = -2.58 \text{ LN}(X) + 27.45 \quad R = -0.85 \quad P_{\leq} 0.010 \quad SD = 2.42$$



$$Y = -2.18 \text{ LN}(X) + 30.18 \quad R = -0.85 \quad P_{\leq} 0.010 \quad SD = 2.06$$



$$Y = -1.92 \text{ LN}(X) + 27.95 \quad R = -0.87 \quad P_{\leq} 0.010 \quad SD = 1.65$$

Fig. 4.3.6 Tungmetallene er den viktigste årsaken til skadevirkningene på bløtbunnfaunaen i Sør fjorden. Nedsatt artsmangfold var korrelert med tungmetallkonsentrasjonene i sedimentet.

Figuren viser korrelasjonsplott og regresjon av artsmangfold mot kvikksølv, kadmium, kopper, sink og bly i sedimentet. Stasjon 4 er utelatt (forklaring i teksten). Under hver plotter ligningen for regresjonslinjen (Y), korrelasjonskoeffisienten (R), sannsynligheten for at det ikke er noen sammenheng (P), og det maksimale avviket for helningskoeffisienten for regresjonslinjen (SD) ved konfidensnivå 1-P angitt.

Tabell 4.3.6 Korrelasjonskoeffisienter for de enkelte parameterpar.
Før beregningen ble metallverdiene log-transformert.

	ESN	H	LgCu	LgZn	LgPb	LgCd
H	0.814					
LgCu	-0.851	-0.650				
LgZn	-0.849	-0.661	0.998			
LgPb	-0.870	-0.680	0.985	0.992		
LgCd	-0.916	-0.771	0.972	0.976	0.987	
LgHg	-0.884	-0.687	0.943	0.956	0.984	0.977

Undersøkelser i flere metallforurensede norske fjorder har vist at nedsatt artsmangfold kan henge sammen med kopperinnhold i sedimentet (Rygg og Skei 1984, Rygg 1985c). Kopperkonsentrasjonen på stasjon 1 i Sørfjorden på 748 ppm ligger langt over det som kan gi virkninger på faunasamfunnet. Konsentrasjonen på stasjon 2 på 142 ppm kopper ligger omtrent på grensen av det som kan forventes å gi utslag. De høye konsentrasjonene av flere metaller gjør at en additiv effekt er sannsynlig i Sørfjorden.

Den tydelige sammenhengen mellom metallkonsentrasjoner og nedsatt artsmangfold viser at det høyst sannsynlig er metallene som er den viktigste årsaken til skadevirkningene på bløtbunnfaunaen i Sørfjorden.

Det var en viss likhet mellom faunaen i Sørfjorden (unntatt innerste del), Osafjorden og Eidfjorden. Dette kan tyde på at en "fjordeffekt" gjør seg gjeldende i flere av de indre deler av Hardangerfjordssystemet. En mulig årsak til fjordeffekten er sedimentering av plantemateriale fra land (mose, løv, etc.).

LITTERATUR

- Bloom, H. & Ayling, G.M. (1977). Heavy metals in the Derwent Estuar. Environ. Geol., 2, 3 - 22.
- Holtedahl, H. (1975). The Geology of the Hardangerfjord, West Norway. Norges Geologiske Unders. 323, 87 s.
- Hurlbert, S.N. (1971). The non-concept of species diversity. Ecology 53: 577-586.
- Julshamn, K., Slinning, K.-E., Haaland, H., Bøe, B. & Føyn, L. (1985). Analyse av sporelementer og klorerte hydrokarboner i fisk og blåskjell fra Hardangerfjorden og tilstøtende fjordområder høsten 1983 og våren 1984. Fiskeridirektoratet. Rapporter og meldinger, 6/85, 55 s + figurer.
- Knutzen, J. (1983). Supplerende basisundersøkelse i Sørfjorden 1981-1982. Metaller, PAH og fluor i organismer (med tillegg av eldre data om PAH i sedimenter). Rapport 114/83 i Statlig Program for forurensningsovervåking, NIVA-rapport 0-8000309, 12/12 1983, 43 s.
- Miljøplan (1986). Overvåking av Hardangerfjorden og Sørfjorden 1984-1985. Arbeid utført av A/S Miljøplan. 9 s + appendiks.
- Næs, K., 1983. Basisundersøkelser i Hvalerområdet og Singlefjorden. Løste metaller, suspendert materiale og sedimenter. Statlig Program for forurensningsovervåking. Rapp. 70/83, 100 s. SFT/NIVA Oslo.
- Næs, K., 1985. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Delrapport 2. Metaller i vannmassene, metaller og organiske miljøgifter i sedimentene, 1983. Statlig Program for forurensningsovervåking. Rapport 51/82, 39 s.
- Næs, K., Rygg, B. (1982). Supplerende basisundersøkelse i Sørfjorden 1981. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 51/82. 39 s.
- Price, N.B. & Skei, J., 1975. Areal and seasonal variations in the chemistry of suspended particulate matter in a deep water fjord. Estuar. Coast. Mar. Sci., 3, 349-369.

- Rygg, B. (1984a). Bløtbunnfauna som indikatorsystem på miljøkvalitet i fjorder. Bruk av diversitetskurver til å beskrive faunasamfunn og anslå forurensningspåvirkning. Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 80612, 39 s.
- Rygg, B. (1984b). Trondheimsfjorden. Biologiske undersøkelser i 1983. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 126/84. 34 s.
- Rygg, B. (1984c). Bløtbunnfaunaundersøkelser. Et godt verktøy ved marine resipientvurderinger. Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 80612, 29 s.
- Rygg, B. (1985a). Sammenheng mellom forurensningsgrad og forekomst av utvalgte arter av marin bløtbunnfauna. Bruk av indikatorarter ved vurdering av forurensningstilstand. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 184/85. 36 s.
- Rygg, B. (1985b). Sammenheng mellom forurensningsgrad og forekomst av utvalgte arter av marin bløtbunnfauna. Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 80612, 158 s.
- Rygg, B. (1985c). Effect of sediment copper on benthic fauna. Mar. Ecol. Prog. Ser. 25: 83-89.
- Rygg, B., Skei, J. (1984). Correlation between pollutant load and the diversity of marine soft-bottom fauna communities. In: Proceedings of the international Workshop on Biological Testing of Effluents (and Related Receiving Waters). OECD/U.S.EPA/Environ. Canada, pp. 153-183.
- Rygg, B., Wikander, P. (1986). Bunnfaunaundersøkelser i Tvedestrandsfjorden. Norsk institutt for vannforskning. Oslo. 83046, 33 s.
- Skei, J. & Price, N.B., Calvert, S.E. & Høltedahl, H. (1972). The distribution of heavy metals in sediments of Sjørfjord, West Norway. Water, Air and Soil Poll., 1, 452-461.
- Skei, J., Price, N.B. & Calvert, S.E. (1983). Particulate metals in waters of Sjørfjord, West Norway. Ambio, 2, 122-124.
- Skei, J., (1975). The marine chemistry of Sjørfjorden, West Norway.

- Ph.D. thesis, University of Edinburgh, 207 p.
- Skei, J. (1979). Nasjonalt program for overvåking av vannressurser. Pilotprosjekt Sørfjorden (Hardanger) 1978. NIVA-rapport O-75038. 15/11 1979. 32 s.
- Skei, J. (1981). Dispersal and retention of pollutants in Norwegian fjords. Rapp. P.-v. Reun. Cons.int. Explor. Mar., 181, 78-86.
- Skei, J. (1982). Pollutants in marine sediments. A review of norwegian investigations. ICES/WGMS 1982/1, 20 s.
- Skei, J. (1985). Diffuse tilførsler av tungmetaller fra Eitrheimsvågen - Odda. Resultater fra undersøkelser i 1984. NIVA-notat, O-85111, 22 s. + vedlegg.
- SINTEF (1979). Materialstrømanalyse for kvikksølv. Forprosjekt. Rapport for Statens forurensningstilsyn, 49 s.
- Wassmann, P., (1983). Sedimentation of organic and inorganic particulate material in Lindåspollene, a stratified, land-locked fjord in western Norway. Mar. Ecol. Prog. Ser., 13, 237-248.

6. V E D L E G G

Tabell A 4.1.1 Sedimentfelldata: fluks ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{d}$) og konsentrasjon ($\mu\text{g}/\text{g}$ tøvt materiale) av totalt partikulært materiale (TMP), sink (Zn), bly (Pb), kobber (Cu) og kadmium (Cd).

Dato	Parameter	Kvalnes															
		25 m				100 m				250 m				Tjøflot			
		Fluks	Kons	Fluks	Kons	Fluks	Kons	Fluks	Kons	Fluks	Kons	Fluks	Kons	Fluks	Kons		
11/9-14/11 1984	TPM $\text{mg}/\text{m}^2/\text{d}$	1158	-	1022	-	807	-	1456	-	931	-	1320	-	856	-	920	
	Zn	3,9	2720	3,2	2790	2,7	2610	1,1	1320	1,2	856	0,9	920				
	Pb	0,4	310	1,2	1060	2,1	2020	0,3	270	0,5	326	0,4	470				
	Cu	$133 \cdot 10^{-3}$	93	$108 \cdot 10^{-3}$	93	$143 \cdot 10^{-3}$	140	$199 \cdot 10^{-3}$	247	$77 \cdot 10^{-3}$	53	$131 \cdot 10^{-3}$	141				
	Cd	$17 \cdot 10^{-3}$	12,2	$97 \cdot 10^{-3}$	8,4	$5,2 \cdot 10^{-3}$	5,1	$6,4 \cdot 10^{-3}$	7,9	$3,6 \cdot 10^{-3}$	2,5	$2,4 \cdot 10^{-3}$	2,6				
14/11-16/1 1984/85	TPM	401	-	526	-	744	-	437	-	1009	-	1080	-	850			
	Zn	1,4	3550	1,8	3360	1,9	2570	0,5	1080	0,9	850						
	Pb	0,5	1260	1,0	1830	2,4	3220	0,2	420	0,5	480						
	Cu	$53 \cdot 10^{-3}$	132	$130 \cdot 10^{-3}$	248	$143 \cdot 10^{-3}$	192	$48 \cdot 10^{-3}$	110	$77 \cdot 10^{-3}$	76						
	Cd	$8 \cdot 10^{-3}$	20	$7,4 \cdot 10^{-3}$	14	$7,0 \cdot 10^{-3}$	9,4	$2,3 \cdot 10^{-3}$	5,2	$1,8 \cdot 10^{-3}$	1,8						
16/1-12/3 1985	TPM	242	-	283	-	509	-	399	-	430	-	1390	-	1310			
	Zn	0,7	3030	0,9	3080	1,2	2430	0,6	1390	0,6	680	0,6	1310				
	Pb	0,2	980	0,6	2130	1,4	2790	0,3	780	0,3	680	0,3	1310				
	Cu	$32 \cdot 10^{-3}$	134	$67 \cdot 10^{-3}$	235	$130 \cdot 10^{-3}$	256	$54 \cdot 10^{-3}$	136	$46 \cdot 10^{-3}$	107	107	-				
	Cd	$1,9 \cdot 10^{-3}$	7,9	$1,6 \cdot 10^{-3}$	5,5	$3,3 \cdot 10^{-3}$	6,4	$1,6 \cdot 10^{-3}$	4,0	$1,2 \cdot 10^{-3}$	2,8	2,8	-				
12/3-27/4 1985	TPM	-	-	750	-	957	-	854	-	620	-	1410	-	1100			
	Zn	-	-	2,5	3270	2,5	2590	1,3	1510	0,9	1410	0,8	1100				
	Pb	-	-	1,6	2090	2,1	2170	0,5	590	0,4	600	0,6	780				
	Cu	-	-	$110 \cdot 10^{-3}$	146	$167 \cdot 10^{-3}$	175	$49 \cdot 10^{-3}$	57	$45 \cdot 10^{-3}$	72	$151 \cdot 10^{-3}$	210				
	Cd	-	-	$4,0 \cdot 10^{-3}$	5,3	$4,5 \cdot 10^{-3}$	4,7	$5,0 \cdot 10^{-3}$	5,9	$3,1 \cdot 10^{-3}$	5,0	$1,3 \cdot 10^{-3}$	1,8				
27/4-15/7 1985	TPM	2035	-	408	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
	Zn	2,4	1190	1,2	2940	-	-	-	-	-	-	-	-				
	Pb	0,8	370	0,4	1010	-	-	-	-	-	-	-	-				
	Cu	$65 \cdot 10^{-3}$	32	$38 \cdot 10^{-3}$	92	-	-	-	-	-	-	-	-				
	Cd	$6,7 \cdot 10^{-3}$	3,3	$1,6 \cdot 10^{-3}$	3,8	-	-	-	-	-	-	-	-				
15/7-22/8 1985	TPM	1094	-	1025	-	887	-	-	-	-	-	-	-				
	Zn	2,5	2280	3,0	2940	2,1	2340	-	-	-	-	-	-				
	Pb	0,5	490	0,8	820	1,1	1250	-	-	-	-	-	-				
	Cu	$84 \cdot 10^{-3}$	77	$115 \cdot 10^{-3}$	112	$107 \cdot 10^{-3}$	121	-	-	-	-	-	-				
	Cd	$7,7 \cdot 10^{-3}$	7,0	$4,7 \cdot 10^{-3}$	4,6	$3,5 \cdot 10^{-3}$	3,9	-	-	-	-	-	-				
27/4-28/8 1985	TPM	-	-	-	-	-	-	1177	-	838	-	1400	-	1130			
	Zn	-	-	-	-	-	-	1,4	1230	1,2	1400	0,9	1130				
	Pb	-	-	-	-	-	-	0,3	220	0,4	420	0,3	420				
	Cu	-	-	-	-	-	-	$28 \cdot 10^{-3}$	24	$42 \cdot 10^{-3}$	50	$50 \cdot 10^{-3}$	62				
	Cd	-	-	-	-	-	-	$2,4 \cdot 10^{-3}$	2,0	$2,2 \cdot 10^{-3}$	2,6	$2,2 \cdot 10^{-3}$	2,7				

Tabell A 4.2.1 Metaller i sedimentprøver fra Sørfjorden-Hardangerfjorden (mg/kg tørt sediment, fraksjon < 63 µm)

Stasjon	Sedimentdyp (cm)	Cd	Pb	Cu	Zn	Hg	Mn
<u>1</u>	0-2 cm	47.9	8616	748	8380	29.4	848
	2-4 cm	44.0	7916	771	8510	40.0	651
	4-6 cm	32.8	5531	675	7250	39.7	631
	6-8 cm	27.9	4262	617	6370	36.8	622
<u>2</u>	0-2 cm	2.46	1389	142	1340	7.98	1974
	2-4 cm	4.19	1274	166	1420	11.8	718
	4-6 cm	3.19	871	162	1140	7.38	685
	6-8 cm	2.29	503	116	864	3.98	702
<u>3</u>	0-2 cm	1.00	488	70.9	538	2.34	3154
	2-4 cm	1.11	571	78.5	635	3.30	777
	4-6 cm	1.40	586	81.9	664	3.59	721
	6-8 cm	0.85	251	61.6	439	1.27	694
<u>4</u>	0-2 cm	0.22	254	36.0	269	1.14	1419
	2-4 cm	0.28	269	41.9	294	1.34	591
	4-6 cm	0.20	126	34.9	198	0.50	500
	6-8 cm	0.17	84	34.0	174	0.30	517
<u>5</u>	0-2 cm	0.26	299	53.6	434	0.99	14878
	2-4 cm	0.21	262	49.8	370	1.00	11359
	4-6 cm	0.15	149	40.0	265	0.58	4148
	6-8 cm	0.15	136	41.8	253	0.52	2500
<u>6</u>	0-2 cm	0.12	153	44.9	245	0.50	3454
	2-4 cm	0.12	153	37.0	241	0.58	2679
	4-6 cm	0.17	207	47.0	322	0.82	3478
	6-8 cm	0.20	175	50.0	284	0.74	1660
<u>7</u>	0-2 cm	0.18	187	46.0	294	0.58	4166
	2-4 cm	0.16	156	44.0	269	0.60	2129
	4-6 cm	0.13	137	43.0	247	0.56	1340
	6-8 cm	0.11	105	44.0	216	0.32	1410

Tabell A 4.2.1 forts.

<u>8</u>	0-2 cm	0.13	198	48.9	222	0.62	3256
	2-4 cm	0.15	181	44.0	299	0.62	2070
	4-6 cm	0.17	182	45.0	298	0.74	1809
	6-8 cm	0.11	159	43.0	273	0.62	1130
<u>9</u>	0-2 cm	0.12	164	42.0	282	0.44	1949
	2-4 cm	0.11	157	41.0	287	0.44	1471
	4-6 cm	0.11	150	41.0	277	0.46	1020
	6-8 cm	0.12	133	41.0	260	0.36	970
<u>10</u>	0-2 cm	0.12	180	42.0	287	0.52	1200
	2-4 cm	0.12	184	45.0	292	0.56	860
	4-6 cm	0.14	183	47.0	291	0.54	849
	6-8 cm	0.12	179	46.0	279	0.58	850
<u>11</u>	0-2 cm	0.40	224	40.0	346	0.78	740
	2-4 cm	0.47	222	41.0	352	0.76	690
	4-6 cm	0.36	199	39.0	317	0.60	680
	6-8 cm	0.22	159	41.0	275	0.46	700
<u>12</u>	0-2 cm	0.34	343	60.0	444	1.16	17593
	2-4 cm	0.21	251	55.0	342	1.02	640
	4-6 cm	0.20	110	46.0	231	0.38	3050
	6-8 cm	0.25	79	44.0	189	0.14	4750
<u>13</u>	0-2 cm	0.30	220	52.0	322	0.80	680
	2-4 cm	0.26	210	51.0	310	0.80	590
	4-6 cm	0.23	213	51.0	310	0.84	560
	6-8 cm	0.25	184	52.9	292	0.64	559
<u>14</u>	0-2 cm	0.33	344	55.0	432	1.22	84400
	2-4 cm	0.21	194	43.0	307	0.76	9897
	4-6 cm	0.19	144	42.0	261	0.46	5396
	6-8 cm	0.18	107	41.0	230	0.24	5054
<u>15</u>	0-2 cm	0.11	104	20.0	146	0.40	410
	2-4 cm	0.14	91	18.0	127	0.34	320
	4-6 cm	0.12	93	18.0	128	0.38	330
	6-8 cm	0.10	74	15.0	105	0.26	300

Tabell A 4.2.2. PAH i sedimentprøver fra Sørfjorden og Hardangerfjorden ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørt sediment)

PAH \ St.	3 0-2	4 0-2	7 0-2	15 0-2	17 0-2			
Naftalen								
2-Metylnaftalen								
1-Metylnaftalen								
Bifenyli								
Acenaftylen								
Acenaften								
4-Metylbi-fenyli								
Dibenzofuran								
Fluoren				46	44			
9-Metylfluoren								
9,10-Dihydroantraceni								
2-Metylfluoren								
1-Metylfluoren								
Dibenzothiopheni								
Fenantren	148		13	138	37			
Antraceni								
Carbazole								
3-Metylfenantren								
4,5-Metylenpyren	196							
2-Metylantraceni								
4,5-Metylenfenantren								
4- og/eller 9-Metylfenantren								
1-Metylfenantren								
Fluoranteni	397	108	124	297	59			
Pyren	378		80	203	38			
Benzo(a)fluoreni	22	57	7					
Benzo(b)fluoreni	57	120	11	126				
4-Metylpyren								
2-Metylpyren og/eller Metylfluoranteni								
1-Metylpyren								
Benzo(ghi)fluoranteni								
Benzo(c)fenantren ***								
Benzo(a)antraceni *	213	57	33	112	ca 20			
Trifenylen/Chrysen *	331	120	78	163	45			
Benzo(b)fluoranteni **	486	192	122	177	67			
Benzo(j,k)fluoranteni ** 1)	150			97	33			
Benzo(e)pyren *	293	78	48	100	41			
Benzo(a)pyren ***	226	47	17	91	ca 20			
Perylen								
Indeno(1,2,3-cd)pyren *								
Dibenz(a,h og/eller a,c)antraceni *** 1)	68							
Picen								
Benzo(g,h,i)perylen	274	42	55	57	ca 20			
Anthanthrene								
Coronen								
O-phenylenepyren	323	44	51	94	39			
Sum	3562	865	639	1701	463			
Derav KPAH	930	239	139	365	120			
% KPAH	26	28	22	21	26			
% Torrstoff								

1)

KPAH er summen av moderat (**) og sterkt kreftfremkallende (***) PAH i henhold til U.S. National Academy of Science (NAS, 1972). I summen ** + *** er det medregnet 50 % av benzo(j,k)fluoranthene og dibenz(a,h/a,c)antraceni, idet bare B_(j)F og DB(a,h)A er kreftfremkallende. Når PAH-innholdet i alle benzofluoranthener er gitt som en sum, er 2/3 regnet som KPAH

Tabell A 4.2.1 forts.

<u>16</u>	0-2 cm	0.48	290	52.0	388	1.04	55955
	2-4 cm	0.15	154	40.0	241	0.46	25200
	4-6 cm	0.15	111	37.0	197	0.30	12904
	6-8 cm	0.12	66	37.0	158	0.08	819
<u>17</u>	0-2 cm	0.25	196	42.0	301	0.48	19784
	2-4 cm	0.12	108	32.0	192	0.36	3599
	4-6 cm	0.14	70	33.0	155	0.14	2488
	6-8 cm	0.19	62	31.0	142	0.10	3098
<u>18</u>	0-2 cm	0.11	95	22.0	149	0.28	609
	2-4 cm	0.13	101	21.0	144	0.30	434
	4-6 cm	0.13	92	22.0	136	0.28	427
	6-8 cm	0.70	68	20.0	117	0.16	430
<u>19</u>	0-2 cm	0.17	146	34.0	216	0.36	5498
	2-4 cm	0.20	94	33.0	175	0.18	1369
	4-6 cm	0.19	86	31.0	159	0.18	1180
	6-8 cm	0.17	75	31.0	143	0.10	1150
<u>20</u>	0-2 cm	0.09	113	27.0	169	0.28	2750
	2-4 cm	0.11	126	30.0	186	0.34	1819
	4-6 cm	0.16	137	32.0	198	0.36	729
	6-8 cm	0.15	97	29.0	158	0.18	649
<u>21</u>	0-2 cm	0.14	120	29.0	194	0.28	11688
	2-4 cm	0.14	154	34.0	234	0.36	10300
	4-6 cm	0.16	110	32.0	184	0.26	2418
	6-8 cm	0.20	99	33.0	175	0.20	1730
<u>22</u>	0-2 cm	0.10	84	24.0	153	0.18	5896
	2-4 cm	0.10	107	26.0	175	0.24	4109
	4-6 cm	0.10	97	27.0	168	0.20	2838
	6-8 cm	0.14	74	29.0	148	0.10	2246

Tabell A4.3.1 Komplette bløtbunnfaunaresultater fra Sørfjorden og Hardangerfjorden 1980 og 1985.

Ar:	1980.....1980							1985.....1985										
	Stasjon:	01	2B	2A	03	04	05	06	07	01	02	03	04	05	07	09	10	16
ABRA ALBA (W.WOOD 1802)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	1	0	0
ABRA NITIDA (MUELLER 1789)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0
AGLAOPHAMUS RUBELLA (MICHAELSEN 1897)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	2	2	4	5	7	1	0
AMPELISCA PUSILLA (G.O.SARS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
AMPHITRITE CIRRATA O.F.MUELLER 1771	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
AMPHILEPIS NORVEGICA LJUNGMAN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	18	8	0	12	30	0	0
AMPHARETIDAE INDET	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	7	0
AMPHARETE SP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
ANAITIDES MACULATA (LINNE 1767)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ANTHOZOA SP 1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
ANTHOZOA SP 2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
ARICIDEA ?JEFFREYSII (MCINTOSH 1879)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	2	0	0	4	0
ASTARTE ELLIPTICA BROWN 1827	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
AUGENARIA TENTACULATA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	5	2	9	3	0	0
BATHYMEDON LONGIMANUS (BOECK)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
BRISASTER FRAGILIS (DUEBEN & KOREN)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	1	0	0
BRISSOPSIS LYRIFERA (FORBES)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	1	2	0	0	2	0	0	0
CAPITELLA CAPITATA (FABRICIUS 1780)	32	29	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CAPRELLA SP	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CAULLERIELLA ?BIOCULATA (KEFERSTEIN 1862)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
CERATIOCEPHALE LOVENI MALMGREN 1867	0	0	5	8	7	2	1	0	0	1	0	0	1	0	1	8	0	0
CHAETODERMA NITIDULUM LOVEN 1845	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0
CHAETOZONE SETOSA MALMGREN 1867	24	18	588	346	69	1	0	0	37	3	0	2	6	15	34	23	0	0
CHAETOPHYERIDAE INDET	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
CHONE INFUNDIBULIFORMIS KROEYER 1856	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
COSSURA LONGOCIRRATA WEBSTER & BENEDICT 1887	0	0	27	64	2	4	1	1	34	2	0	0	0	0	0	0	1	0
CUSPIDARIA CUSPIDATA (OLIVI)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
CUSPIDARIA OBESA (LOVEN 1846)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
CUSPIDARIA ROSTRATA (SPENGLER)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
DELECTOPECTEN VITREUS (GMELIN 1789)	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	2	2	0	0	0	2	0
ECHINOCYAMUS PUSILLUS (O.F.MUELLER)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ERIOPIISA ELONGATA BRUZELIUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	9	5	4	1	4	10	3	0
ETEONE LONGA (FABRICIUS 1780)	0	0	8	1	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EUCLYMENE ?DROEBACHIENSIS (M.SARS 1872)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	11	0	0
EUCLYMENE PRAETERMISSA (MALMGREN 1865)	0	0	4	1	29	0	0	0	4	7	0	1	0	0	1	0	0	0
EUDORELLA EMARGINATA KROEYER	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	2	2	0	0	0	0	0	0
EUDORELLA HIRSUTA G.O.SARS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	3	2	0	0
EXOCONE SPP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	1	0
GAMMARIDAE INDET	0	0	0	0	0	0	3	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GLYCERA ALBA (O.F.MUELLER 1776)	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GLYCERA CAPITATA OERSTED 1843	0	0	0	0	0	0	0	3	0	2	7	12	7	2	6	7	3	0
GLYPHANOSTOMUM SP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
GNAATHIA ?BICOLOR HANSEN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0
GOLPINGIA PROCERA (MOEBIUS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
GOLPINGIA SP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	8	0
GONIADA MACULATA OERSTED 1843	0	0	9	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GYPTIS ROSEA (MALM 1874)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	6	1	0	0
HARMOTHOE SP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0
HESIONIDAE INDET	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
HETEROMASTUS FILIFORMIS (CLAPAREDE 1864)	228	376	380	214	8	14	11	51	370	622	195	162	127	98	547	509	25	0
KELLIELLA MILIARIS (PHILIPPI 1844)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	11	9	22	15	5	0	0
LEANIRA TETRAGONA (OERSTED 1844)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	3	0	0
LEPTOPHOXUS FALCATUS (G.O.SARS)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2
LUMBRINERIS LATREILLI AUDOUIN&MILNE-EDWARDS 1834	0	0	1	0	0	79	48	67	0	80	64	45	35	45	76	86	4	0
LUMBRINERIS SCOPA FAUCHALD 1974	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	1	3	3	0	0	0	1	0
LUMBRINERIS SP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
MACOMA CALCAREA (GMELIN 1790)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	1	0	0	0	0	0
MALDANE SARSI MALMGREN 1865	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
MEDIOMASTUS FRAGILIS	0	0	0	0	0	0	0	0	20	6	0	1	0	0	0	0	0	0
MELINNA CRISTATA (M.SARS 1851)	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
MYRIOCHELE HEERI MALMGREN 1867	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
MYRIOCHELE OCLATA ZAKS 1922	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0
MYRIOCHELE SP	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	3	0	0	0	0	4	0
MYXINE GLUTINOSA L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
NATANTIA INDET	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
NEMATODA INDET	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	4	1	5	6	3	3	0
NEBERTINEA INDET	17	4	53	80	28	28	13	1	53	29	7	49	10	8	31	32	7	0

Stasjonsnummereringen i 1980 var forskjellig fra den i 1985.
(Se Næs og Rygg (1982) for 1980-stasjonenes plassering).

